

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

Regenerace lesa po požárové disturbanci

Bakalářská práce

Helena Chvostová

Školitel: RNDr. Martin Hais Ph.D.

České Budějovice 2024

Chvostová, H. (2024). Regenerace lesa po požárové disturbanci. [Forest regeneration after fire disturbance. Bc. Thesis, in Czech.] – 32 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

Tato bakalářská práce pojednává o problematice lesních disturbancí v České republice. Blíže se zaměřuje na disturbance způsobené požárem. Pojednává o monitoringu regenerace lesa a požárových disturbancí. Zaměřuje se na regeneraci lesa po požáru a následný management lesa. Část bakalářské práce je psána formou grantové žádosti o financování projektu.

Anotation

This bachelor's thesis discusses the issue of forest disturbances in the Czech Republic. It is mainly focused on fire disturbances. It is about monitoring of forest regeneration and fire disturbances and focuses on forest regeneration after a fire and subsequent management of the forest. Part of the bachelor thesis is written in the form of a grant application for project funding.

Keywords

forest disturbance, fire ecology, forest regeneration, forest management, monitoring

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích, dne 9. 4. 2024



.....
Helena Chvostová

Poděkování

Chtěla bych poděkovat svému školiteli RNDr. Martinu Haisovi, Ph.D. za veškerou poskytnutou pomoc, skvělé nápady, odborné vedení a trpělivost.

Obsah

Úvod.....	6
1 Disturbance lesa a jejich typy	7
1.1 Abiotické disturbance.....	7
1.1 Biotické disturbance	8
1.2 Antropogenní disturbance	8
2 Požárové disturbance	9
2.1 Typy požárů lesa	10
2.2 Vliv požárů na biodiverzitu.....	11
3 Regenerace lesa.....	12
3.1 Regenerace po požárech.....	13
4 Výzkum a monitoring požárových disturbance a následné regenerace.....	14
5 Management lesa po požáru.....	15
6 Návrh projektu	16
6.1 Název projektu	16
6.2 Cíle projektu.....	16
6.3 Hypotézy	16
6.4 Úvod projektu.....	16
6.5 Lokalita.....	16
6.6 Návrh experimentu	17
6.7 Časový harmonogram a rozpočet.....	19
6.8 Předběžné výsledky.....	21
7 Závěr	26
8 Bibliografie	27

Úvod

S měnícími se klimatickými podmínkami se zvyšuje i riziko požárových disturbancí. Vzhledem k nárůstu počtu lesních požárů ve světě i v České republice je toto téma stále více aktuální (Morresi et al., 2019).

Výskyt požárů závisí na mnoha biotických i abiotických faktorech a také na dostupnosti zdrojů vznícení, které jsou v současnosti reprezentovány zejména lidskou činností (Adámek & Bobek, 2020). Podpurnými faktory pro vznik požárů jsou např. delší období bez srážek a vzrůstající teploty.

Jednou z klíčových otázek při obnově lesních porostů po požáru je, jakým způsobem probíhá přirozená obnova a jaký je její průběh. Cílem projektu bude zhodnocení úspěšnosti regenerace lesa 17 let po požáru pomocí pozemního průzkumu a spektrálních družicových dat.

Tyto poznatky mohou přispět k lepšímu porozumění problematice regenerace lesa po požárových disturbancích a poskytnou podklady pro efektivní management lesních ekosystémů v oblastech postižených požáry.

1 Disturbance lesa a jejich typy

Disturbance jsou zásadní činitelé ovlivňující dynamiku lesních ekosystémů po celém světě. Za disturbance lze obecně považovat fyzikální sílu, proces nebo událost, která způsobí náhlou změnu v chování nebo ve vlastnostech systému (Rykiel et al., 1988).

Disturbance způsobují narušení prostorové a druhové struktury lesního porostu a jsou zásadní pro biodiverzitu, dlouhodobější stabilitu lesů a věkovou rozmanitost porostu. Lesní disturbance ovlivňují mnoho krajinných procesů, jako je eroze půdy, změny místního mikroklimatu nebo hospodaření s vodou (Hutnik, 1952).

Narušování lesů může mít různé podoby, od úplného poškození porostu, které způsobují silné požáry a vichřice, až po změny ne tak velkého rozsahu spojené se snížením spojitosti porostu, která vznikla úbytkem jednotlivých stromů. Velkoplošné narušení lesa pomocí požárů a vichřic přerušuje sukcesní vývoj a vrací ho zpět. Umožňuje tak lesům, aby se obnovily na velkých plochách (Angelstam & Kuuluvainen, 2004). Reakce populací i rostlinných společenstev může být velmi různorodá, závisí na typu disturbance i na původním stavu lokality. Volné plochy po disturbancech ve většině případů pozitivně ovlivňují druhovou diverzitu a rozmanitost společenstev (Łaska, 2001).

Můžeme je rozdělit na abiotické tzn. způsobené ohněm, větrem, tektonickou a sopečnou aktivitou nebo třeba záplavou, na biotické způsobené např. hmyzem, patogeny a jinými živočichy a na disturbance antropogenní, způsobené lidskou činností.

Poškození lesních ekosystémů závisí na rozsahu a intenzitě přírodní disturbance, odolnosti a stavu lesního porostu a managementu po disturbancech (Bebi et al., 2015).

1.1 Abiotické disturbance

Za abiotické disturbance můžeme považovat fyzikální procesy. Jedná se o vítr, sesuvy půdy, laviny, požáry, povodně, sněhový polom, sopečné erupce a další. Tyto disturbance přímo ovlivňují reliéf a vegetaci a mohou dále vytvářet a modifikovat krajinný ráz (Webb, 1958). Jejich společným projevem je nepředvídatelnost rozsahu a poškození.

Mezi nejvýznamnější abiotické disturbance v evropských lesích patří vítr, požáry a sucho (Peters et al., 2011). Sucho se začalo řadit mezi disturbance jakožto důsledek vzájemného působení jiných fyzikálních faktorů (srážky, teplota, rychlost větru) (Schelhaas et al., 2003).

Abiotické disturbance mohou ovlivnit některé ekosystémové procesy, jako je koloběh živin nebo infiltrace vody (Łaska, 2001). Také mohou zvýšit zranitelnost lesů vůči biotickým poruchám, jako je např. výskyt hmyzu nebo patogenů (Schelhaas et al., 2003).

1.1 Biotické disturbance

Za biotické disturbance se považují narušení způsobené především hmyzem a patogeny (např. bakterie, viry, houby a další). Tyto disturbance jsou přirozenou součástí fungování lesů a jsou důležité pro udržení zdravého heterogenního lesa (Raffa et al., 2009). Mnoho lesních ekosystémů však čelí nárůstu míry, rozsahu a četnosti těchto narušení (Millar & Stephenson, 2015). Podkorní a dřevní hmyz a patogenní houby primárně napadají stromy jednoho druhu nebo rodu a tím ovlivňují sukcese (Selikhovkin, 2007). Šíření škůdců a chorob je často spojeno s dalšími rušivými faktory nebo disturbancemi jiného typu. Faktory, jako je konkurence nebo sucho, zvyšují náchylnost hostitelských stromů k napadení (Coops et al., 2009).

1.2 Antropogenní disturbance

Mezi antropogenní disturbance tzn. způsobené lidskou činností se dá zařadit především: těžba dřeva různého rozsahu, vypalování, budování cest a další lesnické postupy. Tyto zásahy mění přirozené procesy v lesním ekosystému. Typ a závažnost těchto antropogenních disturbancech ovlivňuje dynamiku porostu a úspěšnost obnovy lesa (Franklin et al., 2006). Disturbance mají vliv také na průběh sukcese a kontinuitu lesního porostu. Některé lesnické zásahy mohou vést k fragmentaci krajiny a změně krajinného rázu (Euskirchen et al., 2001).

Intenzita a způsob těžby ovlivňuje např. konkurenční schopnost následující generace dřevin, vegetaci v podrostu nebo rychlost rozšíření invazních druhů. Holoseče mohou podpořit degradaci a erozi půdy a také její sesuvy. V současné době platí již pravidlo omezující velikost ploch s holosečnou těžbou. Velikost a tvar vytěženého prostoru, stejně jako jeho umístění, významně ovlivňuje rozsah škod způsobených jinými disturbancemi (Tang et al., 1997). Probírka porostu mění druhovou skladbu lesa a může přispět k obnově lesních porostů.

Mezi antropogenní disturbance patří i lesní pastva a sběr opadu. Tyto zásahy mohou přispívat ke změnám v druhovém složení stromů a pozitivně tak ovlivnit obnovu lesa a diverzitu (Gimmi et al., 2008).

2 Požárové disturbance

Požáry se dají považovat za nejsilnější typ disturbance z hlediska jejich vlivu na přirozenou obnovu. Většina publikací týkajících se disturbance se věnuje právě úloze lesních požárů v přírodní dynamice lesa (Gromtsev, 2002).

Předpoklady pro vznik požárů jsou spojeny s vodním stresem, teplotou, zdravotním stavem lesa, volnou biomasou v dané oblasti a mnoha dalšími faktory. Typ a rozmístění biomasy (např. suchého dřeva) jsou nejdůležitějšími faktory ovlivňujícími riziko požárů (Wang et al., 2010). Vznik požáru je primárně ovlivněn meteorologickými podmínkami jako jsou teplota a srážky. Proto jsou požárové disturbance nejčastější v nejsušších letech (Kukavskaya et al., 2023). Ve srovnání s jinými typy disturbance jsou požáry unikátní z toho důvodu, že mohou být způsobeny přírodními procesy i lidskou činností. Hlavními příčinami vzniku požárů jsou právě lidské aktivity nebo údery blesku (Gromtsev, 2002). Požáry můžeme také rozdělit na několik typů, kdy každý z nich má své specifické vlastnosti (viz. Kap. 2.1) (Leavell, 2017).

Lesní požáry zastávají až 16 % abiotických disturbance. Rozsah poškození oblasti závisí především na druhové skladbě lesního porostu a množství biomasy, která zůstává v lese. Např. pro lesy na suchých stanovištích s převážným výskytem borovic, jsou charakteristické časté požáry nízké intenzity, které způsobují vznik několika odlišných věkových kohort stromů (Sannikov & Goldammer, 1996). Tím se vytváří souvislá zásoba odumřelého dřeva v různých stádiích rozkladu, která přispívá k rychlejší obnově lesa a je důležitá pro mnoho organismů (viz. Kap. 3) (Angelstam & Kuuluvainen, 2004).

Požáry mohou spálit nejenom nadzemní část vegetace, ale i organickou hmotu ve svrchní části půdy a snížit tak retenci vody. Organická hmota je také potravou pro mnoho organismů (Certini, 2005). Toto vyčerpání zdrojů může omezit růst a zpomalit obnovu rostlinných společenstev a zapříčinit tak větší náchylnost vůči následným dalším disturbance. Např. šíření škůdců a chorob je často spojeno právě s předchozími narušeními (Selikhovkin, 2007). Více disturbance po sobě může vést k omezení zdrojů (živiny, voda a světlo) a následné konkurenci mezi druhy (Violle et al., 2010). Po lesním požáru mohou např. invazní druhy rostlin kolonizovat oblast a konkurovat tak původním druhům (Knelman et al., 2017).

Při studiích požárů, které proběhly v minulosti, je nejčastěji používána metoda datování po-požárových jizev na stromech. Tato analýza je ale omezena na maximální věk zachovalých stromů (posledních 300-350 let) (Gromtsev, 2002).

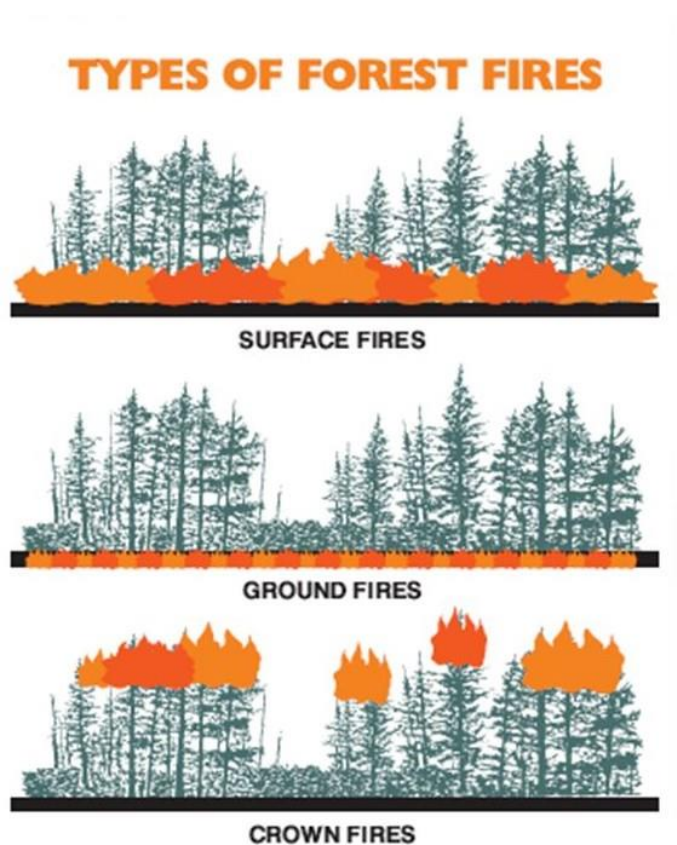
Je důležité také zohlednit, že závěry založené na studiu dynamiky lesních společenstev po požáru na malých spáleništích nelze použít pro velká spáleniště a naopak (Gromtsev, 2002).

2.1 Typy požárů lesa

Požáry lesa můžeme rozdělit na tři hlavní typy, a to na podzemní, povrchový a korunový (Leavell, 2017). Podíl jednotlivých typů či kombinací při lesních požárech se může odvíjet od topografie, povětrnostních podmínek nebo dostupnosti volné biomasy jako paliva.

Podzemní typ požáru se vyskytuje ve svrchní vrstvě půdy a ve vrstvě hrabanky. Tyto požáry jsou udržovány doutnajícím hořením především v kořenových strukturách. Šíří se velmi pomalu a jsou špatně detekovatelné. Právě proto mohou způsobovat rozsáhlé škody (Scott, 2007). Při povrchových (povzemních) požárech hoří vegetace do několika málo metrů nad zemí. Jedná se především o volné jehličí, mech, lišejníky, byliny, keře a malé stromy. Posledním typem jsou korunové požáry, které hoří v korunách stromů. Většinou vznikají v důsledku povrchových požárů. Jako palivo zde slouží živé i odumřelé listy, větve a lišejníky (Leavell, 2017).

V závislosti na stupni závažnosti požáru může být následná regenerace lesa velmi různorodá s velkými změnami ve struktuře porostu a jeho druhovém složení (Keeley, 2009).



Obr. 1: Typy lesních požárů (McDonald, 2017).

2.2 Vliv požárů na biodiverzitu

Požáry jsou významným ekologickým faktorem ovlivňujícím biodiverzitu. Ovlivňují celý lesní ekosystém – vegetaci, dynamiku i ekosystémové procesy (Angelstam & Kuuluvainen, 2004). Klíčové faktory, které určují biologickou rozmanitost, jsou právě odumřelé části lesního porostu – odumřelé stojící stromy, větve, padlé kmeny atd. (Bengtsson et al., 2000).

Nerovnoměrný věk nebo velikostní struktura stromů jsou faktory, které ovlivňují biodiverzitu, jelikož pro mnoho druhů se specifickými stanovištními potřebami jsou taková stanoviště zásadní k přežití (Andersson et al., 2000). V závislosti na intenzitě disturbance zůstává v lese část odumřelé biomasy, která se dále rozkládá. Dřevo v různých stádiích rozkladu poskytuje životní prostředí mnoha organismům, jako jsou bakterie, houby a bezobratlí, které hrají důležitou roli v koloběhu živin a uhlíku. Rozkládající se padlé kmeny, pařezy i stojící kmeny hostí také mnoho druhů ptáků a savců (Harmon et al., 1986). Kmeny a pařezy v různém stupni rozkladu poskytují také specifické podmínky pro klíčení a růst rostlin (Zielonka & Piątek, 2004). Lze předpokládat, že organismy v lesích neovlivňovaných lidskou činností jsou přizpůsobeny charakteristickým disturbančním režimům těchto lesů (Angelstam & Kuuluvainen, 2004).

Současné složení a struktura evropských lesů odráží řadu antropogenních i jiných disturbancí jako např. meteorologické podmínky (Nováková & Edwards-Jonášová, 2015). Extrémní počasí vážně ovlivňuje lesy, a tak i jejich biodiverzitu. Např. působení silného větru v podobě vichřic a orkánů představuje více než polovinu abiotických disturbancí v Evropě. Přírodní disturbance způsobily v nedávné době úbytek lesů po celé Evropě, a to v některých zemích až 10 % ročních těžeb (EEA, 2015).

V hospodářských lesích často chybí otevřené mýtiny vytvořené pastvou, listnaté stromy a zejména staré stromy a směsice stromů, které se vyskytují v lesích s přírodní dynamikou. Proto by v uměle obhospodařovaných lesích mělo být pečlivě zváženo odstraňování odumřelých a odumírajících stromů a vysazování monokulturních porostů (Svoboda et al., 2010).

Diverzitu mohou negativně ovlivňovat i divoká zvířata, a to zvláště v případě, pokud dojde k přemnožení populace. Narušením kůry stromů okusem, se zvyšuje riziko napadení patogeny, které mohou způsobit úhyn stromu. Mezi divoká zvířata ovlivňující biodiverzitu lesů patří divoká prasata, losi, jeleni, hlodavci, ale i někteří ptáci. Jejich činnost poškozují lesní porost (Selikhovkin, 2007).

3 Regenerace lesa

Regenerace lesa je proces nahrazování stávajícího, zpravidla dospělého lesa novou generací lesních dřevin (Draštík et al., 2022). Jedná se o výměnu a nahrazení různě starých porostů. Obnova lesa je základním předpokladem pro kontinuity lesa na daném území a také pro dlouhodobou udržitelnost lesního hospodaření (Draštík et al., 2022).

Rozlišujeme dva základní způsoby, jak se les může po disturbancích obnovit – obnovu přirozenou a obnovu umělou. Lesní porost je tedy buď ponechán samovolnému přirozenému vývinu nebo uměle založen sadbou sazenic nebo semenáčků. Umělá obnova v současnosti převažuje, její podíl v posledních letech v ČR dosahuje až 80 % (Draštík et al., 2022).

„Je zřejmé, že v 80. letech minulého století zcela dominovala umělá obnova a přirozená obnova byla velmi vzácná. To souviselo s preferovaným holosečným způsobem hospodaření i s vrcholící imisní kalamitou, která si vyžádala umělou obnovu rozsáhlých kalamitních holin. Situace se zásadně změnila po roce 1989, kdy se výrazně zvýšil zájem o přírodě blízké způsoby pěstování lesa, pro které je zásadní snaha využívat v co největší míře přirozenou obnovu lesních porostů. Nejvyššího podílu i plošné rozlohy dosáhla přirozená obnova v roce 2013, kdy tvořila téměř jednu čtvrtinu z celkové obnovované plochy. Poté je vidět opětovný postupný pokles podílu přirozené obnovy, v posledních letech se na tom výrazně podílí nastupující kůrovcová kalamita, u níž dominuje obnova umělá. Obtížnost přirozené obnovy spočívá v tom, že úspěch závisí na mnoha faktorech a některé z nich nejsou přímo ovlivnitelné činností lesního hospodáře.“ (Draštík et al., 2022, p. 298)

V následujících odstavcích se budu zabývat především obnovou přirozenou, protože je spojena s tématem práce.

Proces přirozené regenerace lesa začíná kolonizací mrtvého dřeva a půdy lišejníky, následují mechorosty a nakonec byliny. Lišejníky nepotřebují organickou hmotu ze substrátu a jsou tak první skupinou, která expanduje na rozkládající se kmeny mrtvých stromů (Andersson & Hytteborn, 1991). V pokročilejších stádiích rozkladu se vnější část kmenů změkčuje a kořeny cévnatých rostlin do ní lépe proniknout. Dřevo smrku je relativně měkké, proto se může rozkládat rychleji než mnoho jiných dřevin (Zielonka & Piątek, 2004). Variabilita mrtvých a živých stromů může přispívat k odolnosti lesa a následně podporovat úspěšnost obnovy lesa.

Faktory, které ovlivňují regeneraci vegetace na zasažených plochách jsou např. klima, typ půdy, druhové složení dřevin, vzdálenost od zachovalých lesů, přítomnost nezasažených ostrůvků porostu a přítomnost plodících stromů, které mohou poskytnout semena na obnovu porostu (Gromtsev, 2002). Regenerace lesa také závisí na typu a intenzitě disturbance. Probíhá

odlišným způsobem na plochách, kde byla vegetace odstraněna úplně než na plochách, kde byla část vegetace zachována (např. bylinné patro zachovalé po hmyzí či větrné disturbanci) (Svoboda et al., 2010).

Regeneraci lesa mohou negativně ovlivnit změny klimatických podmínek, vysazené nepůvodní druhy nebo invazní druhy stěhující se do oblasti. Dále také nesprávný management upravující přirozený požární režim lesa, jako je např. vysazování monokulturních porostů (Lloret & Zedler, 2009).

Adekvátní lesní management může usnadnit strukturální obnovu lesů oproti podmínkám bez obhospodařování v přirozených lesích (Senf et al., 2019). Může se jednat např. o částečnou výsadbu lesních porostů. Současně však platí, že aktivní hospodaření má také tendenci snižovat vývoj přirozené biodiverzity (Senf et al., 2019). Jelikož je výsadba prováděna z velké části rovnoměrně v prostoru, může snížit strukturální rozmanitost v raně až středně sukcesním stádiu obnovy ve srovnání s přirozenými lesy (Donato et al., 2012). To může mít za následek potenciální snížení budoucí resilience lesního ekosystému (Senf et al., 2019).

3.1 Regenerace po požárech

Lesní požáry se od ostatních typů disturbancí liší tím, že vysoké teploty (i více než 1500 °C) mohou sterilizovat půdu a ztížit tak obnovu vegetace po požáru (Wang et al., 2010). Lesní požáry mohou být ovlivněny mírou povětrnostních podmínek. V některých ekosystémech je oheň jednou z funkčních charakteristik a druhy organismů se přizpůsobily periodickým požárům, a dokonce na nich závisí. V savanách a středomořských lesích se např. pravidelně provádí vypalování k obnově vegetace a podpoře klíčení nebo regenerace určitých druhů rostlin. Obecně platí, že ekosystémy vystavené častým požárům bývají odolnější, jelikož se vegetace a její složení má čas přizpůsobit požárnímu režimu dané oblasti (Lloret & Zedler, 2009).

Ve srovnání požárových a větrných disturbancí, zasahují větrné především jednotlivé stromy nebo určité výškové kategorie. Mohou tak ovlivnit strukturu půdy, zmlazení stromů a sukcese bylinného patra. Sukcese po větrné disturbanci je do značné míry ovlivněna tím, jak rozsáhlému poškození dojde a zdali se v podrostu vyskytuje dostatek semenáčků připravených nahradit poškozené korunové patro (Ulanova, 2000).

Výběr vhodných strategií hospodaření je nezbytný pro prevenci vzniku požárů a pro zlepšení obnovy lesů (Morresi et al., 2019).

4 Výzkum a monitoring požárových disturbancí a následné regenerace

Monitoring požárových disturbancí se zabývá sledováním a zaznamenáváním změn v ekosystémech. Cílem monitorování disturbancí je porozumět důvodům vzniku a následkům těchto událostí (Chuvieco et al., 2004). Monitoring disturbancí je důležitý pro plánování a implementaci opatření k ochraně a obnově lesních a dalších ekosystémů po nepříznivých událostech. Poskytuje také cenné informace pro vědecké studie a zkoumání ekologických procesů v rámci ekosystémů (Antwi et al., 2022).

Provádění monitoringu může zahrnovat pravidelné terénní průzkumy. Nevýhodou terénních metod je však často časová náročnost a také neproveditelnost hodnocení. Dále je možnost využití Dálkového průzkumu Země a následnou analýzu satelitních snímků ke sledování změn v krajině (Kulich, 2022). Tímto způsobem lze monitorovat obnovu a sledovat dlouhodobé změny v ekosystémech (Wang et al., 2010). Mohou být také použity pro detekci méně výrazných změn lesního stavu, které předurčují les k vyšší náchylnosti k poškození (Wang et al., 2010).

Monitoring lesa před požárem může sloužit k určení vegetačního pokryvu, přítomnosti fauny, míry vodního stresu, přítomnosti mrtvého dřeva nebo typu lesa a určit tak míru náchylnosti k případným disturbancím, zejména k riziku požáru (Bhatnagar et al., 2021)

Také po lesních požárech je nezbytné provést zmapování spálené plochy a určení závažnosti požáru s cílem usnadnit případnou obnovu postižené oblasti (Wang et al., 2010).

V lesnictví se k mapování rizika požárů používá termální dálkový průzkum, někdy v kombinaci se spektrálními vegetačními indexy (Chuvieco et al., 2004).

Dynamika obnovy lesa po požáru se dá např. posoudit pomocí analýzy detekce změn ve více časových úsecích s využitím snímků Landsat. Tyto metody umožňují prozkoumat různá časová měřítká tohoto procesu. Pro lepší odhad budoucích trajektorií obnovy lesa jsou zásadní. Dlouhodobé pozorování a získávání dat může poskytnout ekologicky významné výsledky týkající se délky procesu obnovy lesa (Morresi et al., 2019).

Klimatické změny jako jsou např. dlouhá sucha a vysoké teploty způsobily v nedávné době rozsáhlé poškození lesů a vedly jak ke zvýšení výskytu kůrovce, tak ke zvyšujícímu se výskytu požárů. Dnes je z těchto důvodů hospodaření v lesích stále více ve středu veřejné diskuse (Svoboda et al., 2010). V tomto kontextu je výzkum a monitorování požárových disturbancí a následné regenerace lesních ekosystémů nezbytný pro udržitelné lesnické hospodaření (Svoboda et al., 2010).

5 Management lesa po požáru

Management lesa po požáru je důležitý proces, který pomáhá obnovit lesní ekosystém. Klíčovými kroky k úspěšné obnově lesa po požáru jsou plán obnovy a následný monitoring obnovy a také prevence budoucích požárů (ta může zahrnovat např. odstranění suchého dřeva) (Lindenmayer & Noss, 2006). Obnova lesa v hospodářských lesích, tedy v lesích, kde člověk aktivně hospodaří, je jednou z nejdůležitějších činností v celém systému pěstování lesa (Draštík et al., 2022).

Management zaměřený primárně na urychlení obnovy a ekonomickou stránku, se může zásadně lišit od lesního hospodaření zaměřeného na ekologické hodnoty (Donato et al., 2012). Lesní hospodaření se neustále mění v reakci na kulturní, ekonomické a klimatické změny. Je důležité zaujmout adaptivní přístup k hospodaření a začlenit do procesu nové způsoby hospodaření (Bresee et al., 2004). Tyto přístupy umožní přizpůsobení strategií obnovy podle vývoje lesního ekosystému. Pravidelné sledování obnovy lesa a dlouhodobé plánování jsou klíčové pro úspěšný management po požárové disturbanci (Keeley, 2009).

Za vhodný postup úpravy lesa po požáru se dá považovat ponechání prostoru pro přirozenou regeneraci a umožnění porostu samovolně se vyvíjet. Dále je také důležité monitorovat a kontrolovat invazivní druhy rostlin, které by mohly konkurovat regenerujícím se stromům. To pomáhá zachovat biodiverzitu a zabraňuje dominanci nepůvodních druhů (Turner & Romme, 1994).

Lesnické postupy často narušují lesní ekosystémy v měřítku, které nemusí odpovídat přirozeným přírodním procesům a dynamice lesa. Je tedy důležité zvážit jejich dopad na biodiverzitu a funkci ekosystémů (Angelstam, 1998). V lesích je např. často po disturbancích uplatňována tzv. postdisturbanční těžba, která slouží k odstranění mrtvých nebo poškozených stromů a k urychlení umělé obnovy zasažené plochy (Lindenmayer & Noss, 2006). Tato činnost je zásadní pro ekonomickou efektivitu hospodaření v lesích, ale nemá výhody ekologického managementu. Některé lesnické postupy, jako je výsadba smíšených porostů a nepravidelné rozestupy mezi sazenicemi, mohou urychlit obnovu lesa po disturbanci a podpořit tak komplexnost porostu (Hobbs & Huenneke, 1992).

Při absenci lidských zásahů se díky přirozeným procesům (mortalita v závislosti na hustotě porostu a narušení korunového patra) vytvoří množství mrtvého dřeva, větví a opadu, které přispívají k horizontální různorodosti, která dále přispívá k celkové strukturní rozmanitosti lesa (Svoboda et al., 2010).

6 Návrh projektu

6.1 Název projektu

Výzkum obnovy lesa po požárové disturbanci.

6.2 Cíle projektu

Zhodnocení úspěšnosti regenerace lesa 17 let po požáru pomocí spektrálních družicových dat.

6.3 Hypotézy

Samovolná obnova lesa v oblasti Česko-Saského Švýcarska 17 let po požáru bude mít podobu mladého zapojeného porostu, který se bude blížit hodnotám spektrálních vegetačních indexů před disturbancí. Dojde však k posunu hodnot vlivem změny druhového zastoupení dřevin.

Dalším předpokladem je zvýšení variability hodnot spektrálního vegetačního indexu vlivem vyšší druhové diverzity porostu.

6.4 Úvod projektu

Získání detailních informací o regeneračních procesech v dlouhodobém horizontu umožňuje lépe porozumět reakci ekosystému na požárové disturbance. V důsledku klimatických změn se riziko požárových disturbancí stále zvyšuje. V posledních letech stále častěji postihují požárové disturbance různého rozsahu lesy po celém území střední Evropy (Adámek & Bobek, 2020).

Tato znalost může být klíčová pro ochranu a udržitelné hospodaření v lesních ekosystémech. Dostatek informací také umožní zvolit vhodné opatření k adaptaci lesních ekosystémů na stále se měnící klimatické podmínky. Studie v dlouhodobém měřítku umožňuje porozumět dynamice lesních ekosystémů a odhalit dlouhodobé trendy v regeneraci lesa po požáru a případně předpovědět možné budoucí změny a vývoj ekosystému.

Dynamika obnovy lesa po požáru se dá např. posoudit pomocí analýzy detekce změn ve více časových úsecích s využitím snímků Landsat. Tyto metody umožňují prozkoumat různá časová měřítka tohoto procesu a pro lepší odhad budoucích trajektorií obnovy lesa jsou zásadní.

V červnu roku 2006 v oblasti Havraní skály vypukl rozsáhlý požár, při kterém shořelo 17,92 ha lesa. Zkoumaná oblast okolo Havraní skály se nachází v NP České Švýcarsko a je součástí Jetřichovických stěn.

6.5 Lokalita

Lokalita spadá do oblasti Českého masivu a je součástí Jetřichovických stěn. Podloží tvoří křemenné pískovce a podřízeně šterčikovité pískovce. Havraní vrch či Havraní skála (387 m n. m.) je výrazným skalním útvarem Jetřichovických stěn. Na východní straně spadá do Haťového dolu, na západní do rokle Eichhorngründel a na severní je spojen sedlem s

masivem Mariiny skály. Na jižním úbočí se nacházejí pozůstatky skalního hrádku Falkenštejn (Oficiální stránky správy Národního parku České Švýcarsko, <https://www.npcs.cz/>).

Celá východní část Jetřichovických stěn náleží jednotce MT7 (mírně teplá klimatická oblast (MT)), pro niž je typické normálně dlouhé, mírné až mírně suché léto a normálně dlouhá, mírná až mírně chladná a suchá zima s krátkým trváním sněhové pokrývky. Úhrn srážek pro oblast Jetřichovické stěny je 800 mm za rok (Oficiální stránky správy Národního parku České Švýcarsko, <https://www.npcs.cz/>).

Původní porost v oblasti Havraní skály byl tvořen převážně borovicí lesní s ojedinělou příměsí dubu zimního a buku lesního. Dále také monokulturními porosty borovice vejmutovky (Marková, 2011). Místy byly zastoupeny i jiné dřeviny, jako třeba bříza.

Jelikož se plocha nachází na území národního parku, nebyla následně kultivována běžným lesnickým způsobem (např. výsadbou), ale byla ponechána samovolnému vývoji. Jedinými lidskými zásahy na lokalitě bylo vykácení pásu lesa kolem turistické stezky a oplocení celé plochy, aby se zamezilo pohybu veřejnosti na ploše požářiště. Díky tomu zde vznikla unikátní přírodní plocha, umožňující sledování přirozené sukcese na ploše zasažené požárem (Marková, 2011).

Potenciální vegetací podle Neuhäuslové et al. 1997, 1998, 2001 jsou v této lokalitě acidofilní bučiny a jedliny.

6.6 Návrh experimentu

Na lokalitě Havraní skála, kde proběhl požár v roce 2006, jsem vybrala plochy zasažené požárem o rozloze 0,04 ha. Celkem 5 ploch na různých světových stranách Havraní skály a jedna kontrolní plocha, která je na Obr. 1 umístěna na západní straně.

Pomocí terénního průzkumu bude na plochách hodnocen počet stromů různých výškových kategorií, jejich výška, počet pater, bylinná vegetace a její složení a krajinný pokryv tzn. procentuální pokryvnost porostu.

K experimentu bude využito dálkového průzkumu země (DPZ), kdy budou použity spektrální data pořízená družicemi Landsat 5 a Landsat 8, která jsou bezplatně k dispozici na webu USGS (United States Geological Survey). Byly použity scény nasnímané v letech 2007, 20016 a 2023 v rozmezí od června do října (path 192, row 25). Mimo tuto dobu může zájmová oblast poskytovat málo vegetace. Dále byly za nevhodné považovány scény, ve kterých je zájmová oblast pokryta oblačností.

Tyto data mají vysoké prostorové rozlišení (30 m/pixel), a tak se často používají k hodnocení lesních porostů. Pomocí těchto dat bude sledován vývoj a změny v čase v se

procentuální pokryvnosti korunového patra, případně množství biomasy na dané lokalitě.

V experimentu se zohledňuje celý průběh narušení lesa: od počátečního stadia (před disturbancí) až po začátek obnovy lesa a její průběh. Bude sledován průběh obnovy v jednotlivých letech a ke zpracovaným snímkům bude vypočítán požárový poměr (Normalized Burn Ratio). NBR se používá k identifikaci spálených oblastí a k určení míry závažnosti požáru.

Vzorec kombinuje použití blízké infračervené (NIR) a krátkovlnné infračervené (SWIR) vlnové délky. Zdravá vegetace vykazuje velmi vysokou odrazivost v NIR a nízkou odrazivost v SWIR části spektra - opak toho, co je vidět v oblastech zničených požárem. Nedávno vypálené oblasti vykazují nízkou odrazivost v NIR a vysokou odrazivost v SWIR (Keeley, 2009).

Spektrální indexy jsem počítala s použitím programu ArcGIS Pro dle následujících vzorců:

$$(NIR - SWIR) / (NIR + SWIR)$$

$$\text{In Landsat 4-7, NBR} = (\text{Band 4} - \text{Band 7}) / (\text{Band 4} + \text{Band 7}).$$

$$\text{In Landsat 8-9, NBR} = (\text{Band 5} - \text{Band 7}) / (\text{Band 5} + \text{Band 7}).$$



Obr. 2: Umístění ploch v rámci experimentu v NP České Švýcarsko na Havraní skále u Jetřichovic.

6.7 Časový harmonogram a rozpočet

Časový harmonogram

Pro realizaci projektu bude podána žádost o povolení k výzkumu v NP České Švýcarsko. Na vyřízení žádosti jsou vyhrazeny dva měsíce. Následné hodnocení družicových dat je plánováno po dobu čtyř měsíců.

Terénní průzkum bude probíhat po dobu čtyř měsíců, budou sledovány vytyčené plochy a hodnoceny terénní data (počet stromů různých výškových kategorií, jejich výška, počet pater, bylinná vegetace a její složení, krajinný pokryv tzn. procentuální pokryvnost porostu a počet obnovujících se druhů dřevin). Výšky stromů budou změřeny pomocí laserového digitálního metru. U regenerujících dřevin ve výškové kategorii do 2 m bude měřena přesná výška (m) metrem.

Na zpracování výsledků budou vyhrazeny tři měsíce. Samotným závěrem bude prezentace výsledků a uzavření projektu.

Tab. I: Souhrnný harmonogram realizace projektu.

Rok	2024				2025											
	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Žádost o povolení k výzkumu	X	X														
Hodnocení dat			X	X	X	X										
Terénní průzkum							X	X	X	X	X					
Zpracování výsledků												X	X	X		
Prezentace výsledků															X	
Závěr projektu																X

Rozpočet

Osobní náklady jsou rozděleny mezi dva řešitele s 50 % úvazkem, kteří budou pracovat celkem 14 měsíců, od listopadu do prosince. Náklady na řešitele projektu vychází na celkových 550 000 Kč. Náplň práce obou řešitelů bude nejprve zpracování a zhodnocení družicových dat od prosince do března a poté terénní průzkum, kdy budou pořízeny data o aktuálním stavu lokality.

Pomůcky potřebné k terénnímu průzkumu jsou ve výši 15 000 Kč. V pomůckách je zahrnuta GPS, laserový digitální metr na změření výšky stromů a páska na vytyčení výzkumných ploch.

Cestovní náklady jsou vypočítány ve výši 45 000 Kč. Použit bude osobní automobil, který bude nejvíce využit v období terénnímu průzkumu, tj. od dubna do července. Pojištění bude zařízeno proti úrazu v terénu pro oba řešitele ve výši 15 000 Kč. Celkové náklady projektu vychází na 625 000 Kč. Přehled nákladů je zobrazen v Tabulce II.

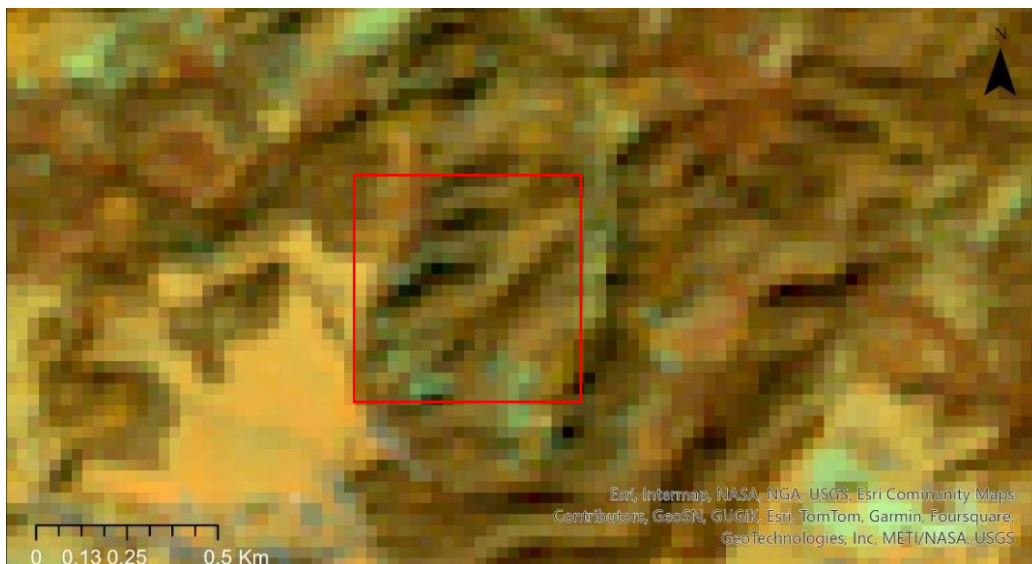
Tab. II: Náklady na uskutečnění projektu.

Položky		Cena v Kč
Osobní náklady	Hlavní řešitel	275 000
	Spoluřešitel	275 000
Vybavení	Terénní pomůcky:	
	GPS	3 000
	Výškoměr	11 500
	Další	500
Cestovní náklady	Automobil	45 000
Pojištění	Úrazové	15 000
Celkem		625 000

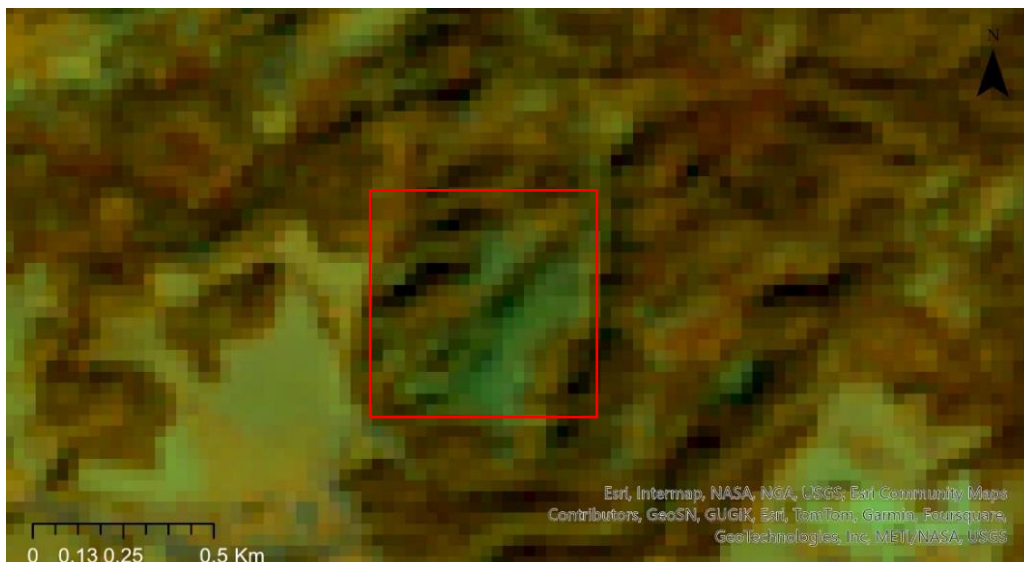
6.8 Předběžné výsledky

Snímky upravené s použitím programu ArcGIS Pro vychází z blízkého (NIR) a středního (SWIR) infračerveného pásma. Hodnoty pásma v oblasti NIR jsou pro vegetaci vyšší než u holé půdy, v pásmu SWIR je to naopak. S probíhající obnovou v čase postupně rostou hodnoty indexu NBR. Na snímcích můžeme pozorovat rozdílné hodnoty NBR na zasažené ploše vůči okolnímu zdravému porostu.

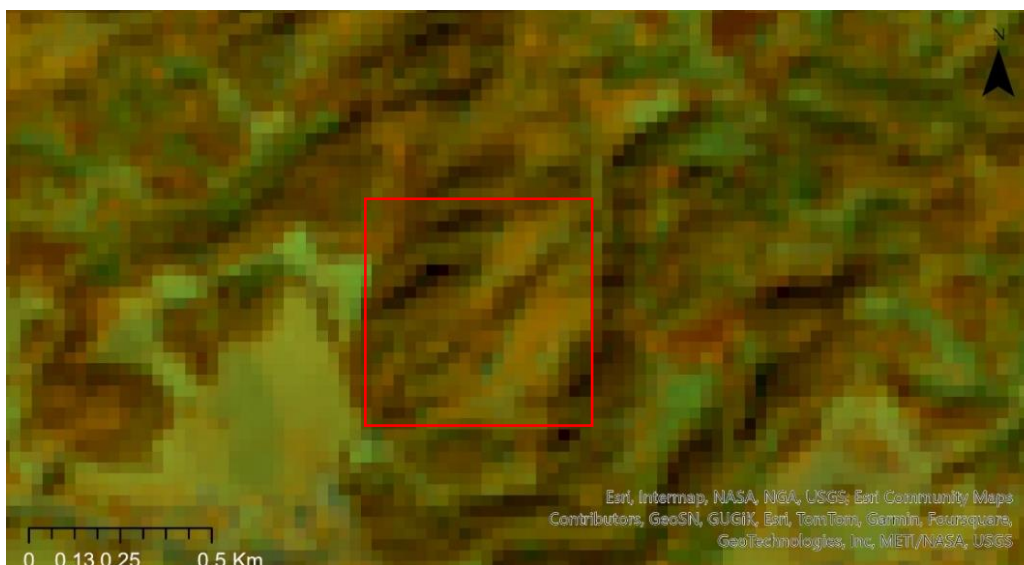
Na Obr.3: Srpen roku 2005 (před požárem) můžeme vidět, že se porost nijak neliší od okolního porostu. Na Obr. 4: Srpen roku 2007 (necelé 2 měsíce po požáru) můžeme zasaženou plochu od okolního porostu zřetelně odlišit. Pokud bychom se podívali na Obr.5: Srpen roku 2023 (cca 17 let po požáru), můžeme si všimnout, že 17 let po požáru se mladý porost, blíží hodnotám spektrálních vegetačních indexů porostu před disturbancí



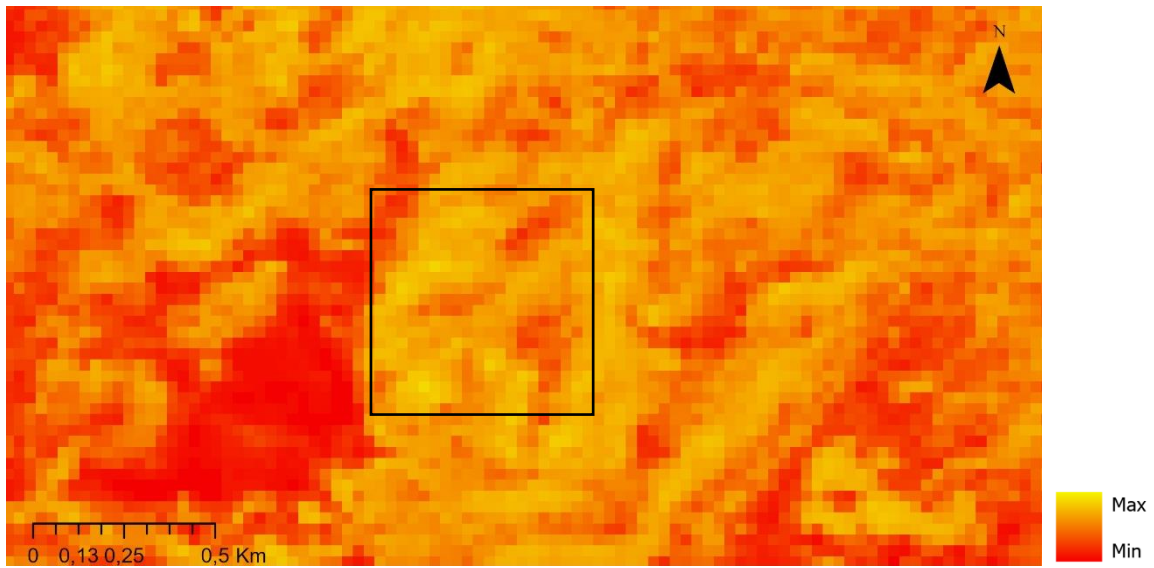
Obr. 3: Srpen roku 2005 (před požárem).



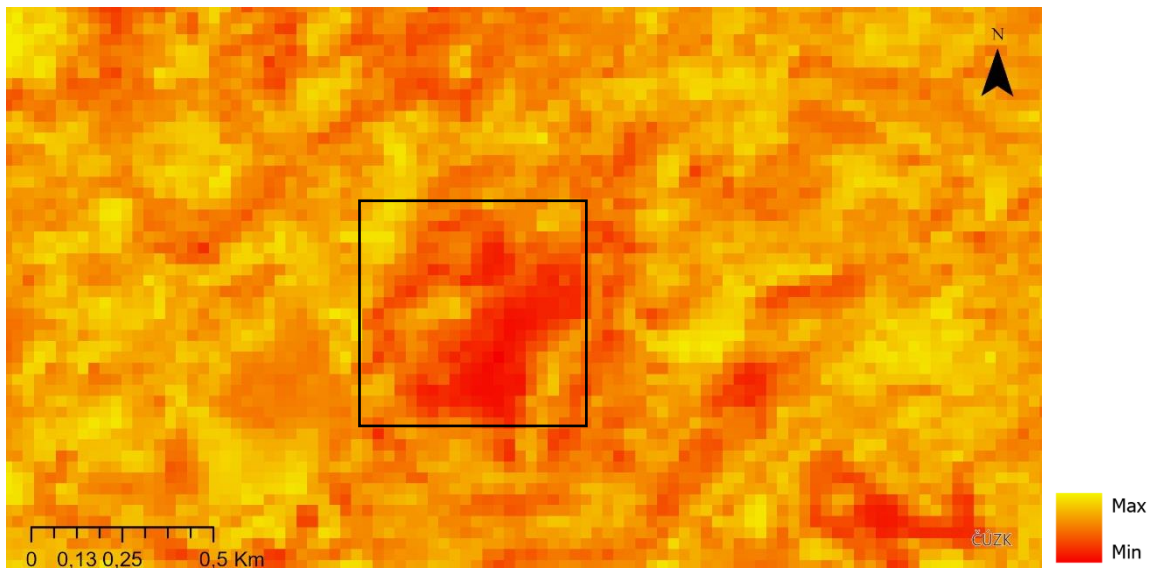
Obr. 4: Srpen roku 2007 (necelé 2 měsíce po požáru).



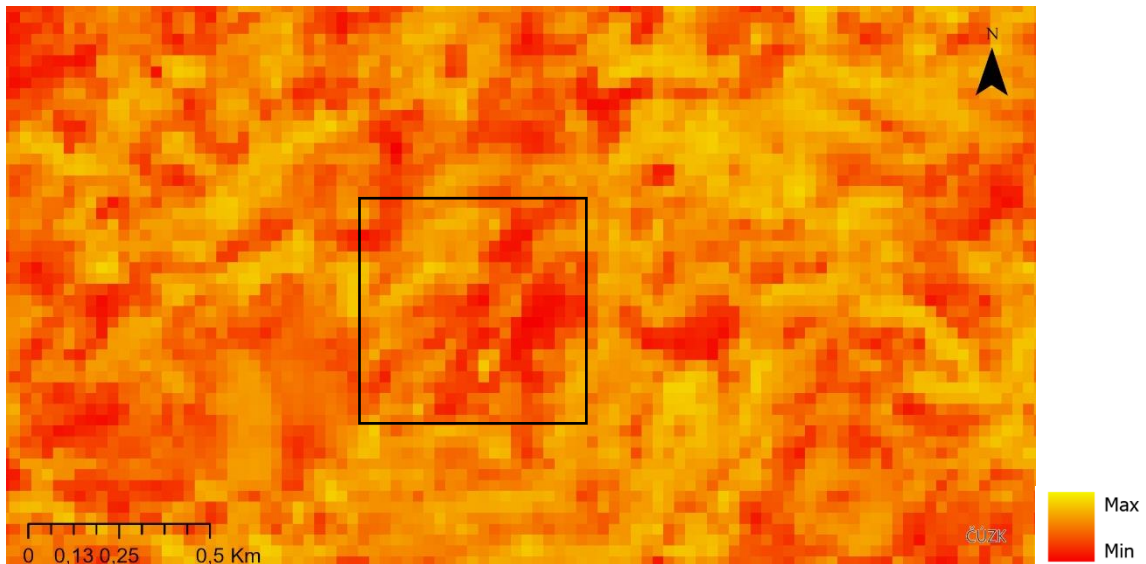
Obr. 5: Srpen roku 2023 (cca 17 let po požáru).



Obr.6: NBR pro rok 2005.

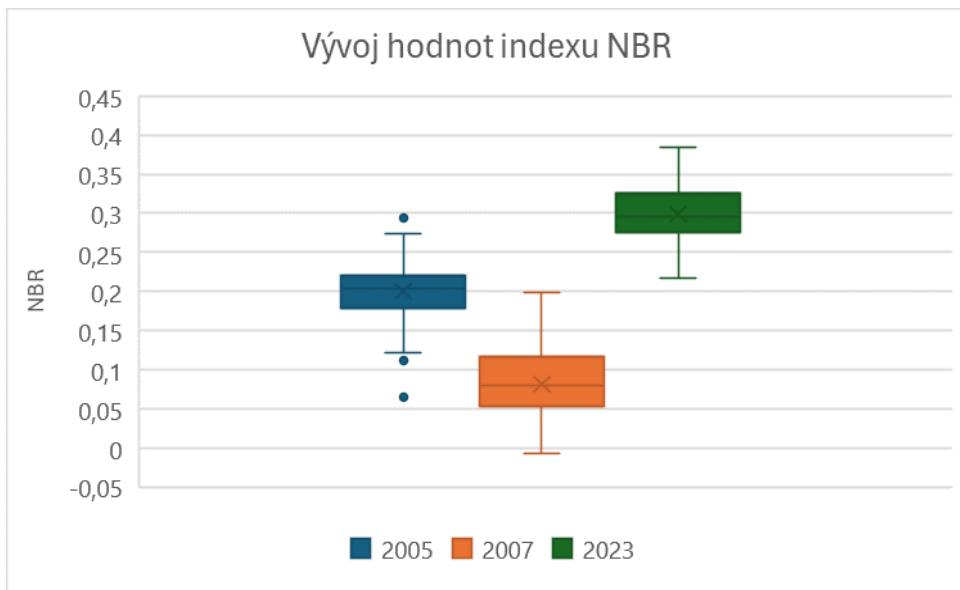


Obr.7: NBR pro rok 2007.

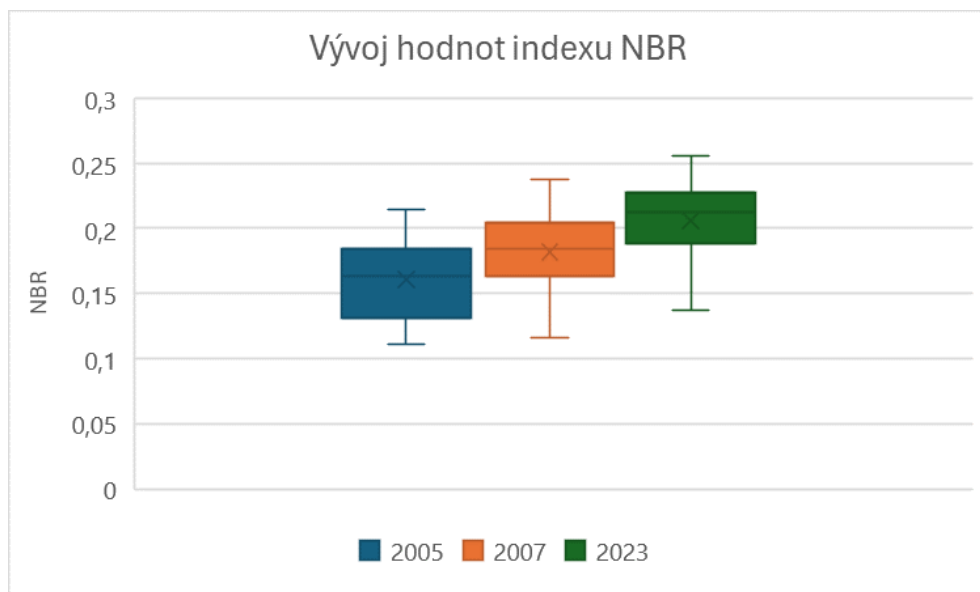


Obr.8: NBR pro rok 2023.

Z výsledných vrstev byly extrahovány hodnoty indexu NBR plochy zasažené požárem a také byla vybrána kontrolní plocha. Z těchto hodnot byl sestrojen Graf č. 1 a Graf č. 2.



Graf č.1: Vývoj hodnot indexu NBR před požárem (2005), po požáru (2007) a v roce 2023, kdy již na ploše vyrostl mladý les.



Graf č.2: Vývoj hodnot indexu NBR na kontrolní ploše.

7 Závěr

Tato práce přináší souhrn informací o procesu regenerace lesa po požárové disturbanci a pomáhá rozšířit povědomí o tomto tématu. Díky pochopení faktorů ovlivňujících regenerační schopnost lesů po požáru můžeme lépe plánovat a implementovat vhodná opatření pro obnovu lesních porostů a zachování biodiverzity v postižených oblastech. Z ekologického hlediska je ponechání lesa přirozené regeneraci jedním z nejlepších způsobů, jak zvýšit odolnost lesních ekosystémů vůči budoucím požárům.

Práce může sloužit jako užitečný zdroj informací pro studenty, odborníky a veřejnost zabývající se ochranou přírody, a přispět k většímu povědomí o důležitosti obnovy lesních ekosystémů. V neposlední řadě může sloužit jako zdroj informací pro další výzkum.

Regenerace lesa po požárové disturbanci je komplexní proces závisející na mnoha faktorech, které vyžadují bližší studium. Riziko požárových disturbancí se v posledních letech zvyšuje a stává se tak jedním z hlavních témat ochrany přírody.

8 Bibliografie

Adámek, M., & Bobek, P. (2020). Oheň v naší krajině. *Živa*, 5, 222-224. https://www.researchgate.net/publication/354419248_Ohen_v_nasi_krajine

Andersson, F., Feger, K., Hüttl, R., Kräuchi, N., Mattsson, L., Sallnäs, O., & Sjöberg, K. (2000). Forest ecosystem research — priorities for Europe. *Forest Ecology and Management*, 132(1), 111-119. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00384-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00384-4)

Andersson, L., & Hytteborn, H. (1991). Bryophytes and decaying wood— a comparison between managed and natural forest. *Ecography*, 14(2), 121-130. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1991.tb00642.x>

Angelstam, P. (1998). Towards a Logic for Assessing Biodiversity in Boreal Forest. *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*, 301-313. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9006-8_29

Angelstam, P., & Kuuluvainen, T. (2004). Boreal Forest Disturbance Regimes, Successional Dynamics and Landscape Structures: A European Perspective, 51(01), 117-136. <https://doi.org/10.2307/20113303>

Antwi, E., Boakye-Danquah, J., Owusu-Banahene, W., Webster, K., Dabros, A., Wiebe, P., Mayor, S., Westwood, A., Mansuy, N., Setiawati, M., Yohuno (Apronti), P., Bill, K., Kwaku, A., Kosuta, S., & Sarfo, A. (2022). A Global review of cumulative effects assessments of disturbances on forest ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 317. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115277>

Bebi, P., Putallaz, J., Fankhauser, M., Schmid, U., Schwitter, R., & Gerber, W. (2015). Die Schutzfunktion in Windwurfflächen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 166(3), 168-176. <https://doi.org/10.3188/szf.2015.0168>

Bhatnagar, S., Gill, L., Regan, S., Waldren, S., & Ghosh, B. (2021). A nested drone-satellite approach to monitoring the ecological conditions of wetlands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 174, 151-165. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2021.01.012>

Bresee, M., Le Moine, J., Mather, S., Brosofske, K., Chen, J., Crow, T., & Rademacher, J.

(2004). Disturbance and landscape dynamics in the Chequamegon National Forest Wisconsin, USA, from 1972 to 2001. *Landscape Ecology*, 19(3), 291-309. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000030419.27883.40>

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>

Coops, N., Waring, R., Wulder, M., & White, J. (2009). Prediction and assessment of bark beetle-induced mortality of lodgepole pine using estimates of stand vigor derived from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 1058-1066. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.013>

Donato, D., Campbell, J., Franklin, J., & Palmer, M. (2012). Multiple successional pathways and precocity in forest development: can some forests be born complex?. *Journal of Vegetation Science*, 23(3), 576-584. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01362.x>

Draštík, P., Polívka, M., Matějček, J., Pokorný, P., Pokorný, R., Vašíček, J., Bílek, L., Vacek, S., Vacek, Z., Mikeska, M., Podrázský, V., Macháček, Z., Kajfosz, R., Červený, J., Zahradník, P., Zahradníková, M., Remeš, J., Štícha, V., Bystrický, R. et al. (2022). *Český a moravský les: jeho počátky, současný stav a výhled do budoucnosti*. Dokořán.

EEA. (2015). *State of nature in the EU* (EEA Technical Report No 2/2015). Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/603862>

Euskirchen, E., Chen, J., & Bi, R. (2001). Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management*, 148(1-3), 93-108. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00527-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00527-2)

Franklin, S., Lavigne, M., Linke, J., & Betts, M. (2006). Introduction. *Understanding Forest Disturbance and Spatial Pattern*, 1-29. <https://doi.org/10.1201/9781420005189.ch1>

Gimmi, U., Bürgi, M., & Stuber, M. (2008). Reconstructing Anthropogenic Disturbance Regimes in Forest Ecosystems: A Case Study from the Swiss Rhone Valley. *Ecosystems*, 11(1), 113-124. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9111-2>

Gromtsev, A. (2002). Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva Fennica*, 36(1). <https://doi.org/10.14214/sf.549>

Harmon, M., Franklin, J., Swanson, F., Sollins, P., Gregory, S., Lattin, J., Anderson, N., Cline, S., Aumen, N., Sedell, J., Lienkaemper, G., Cromack, K., & Cummins, K. (1986). Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems, 133-302. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60121-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X)

Hutnik, R. (1952). Reproduction on windfalls in a northern hardwood stand. *J.For*, 50(01), 693-694.

Chuvieco, E., Cocero, D., Riaño, D., Martín, P., Martínez-Vega, J., de la Riva, J., & Pérez, F. (2004). Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment*, 92(3), 322-331. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.01.019>

Keeley, J. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1). <https://doi.org/10.1071/WF07049>

Knelman, J., Graham, E., Ferrenberg, S., Lecoivre, A., Labrado, A., Darcy, J., Nemergut, D., & Schmidt, S. (2017). Rapid Shifts in Soil Nutrients and Decomposition Enzyme Activity in Early Succession Following Forest Fire. *Forests*, 8(9). <https://doi.org/10.3390/f8090347>

Kukavskaya, E., Shvetsov, E., Buryak, L., Tretyakov, P., & Groisman, P. (2023). Increasing Fuel Loads, Fire Hazard, and Carbon Emissions from Fires in Central Siberia. *Fire*, 6(2). <https://doi.org/10.3390/fire6020063>

Kulich, A. (2022). *Monitoring vegetace rašelinišť v Krkonoších s využitím DPZ* [bakalářská práce]. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie.

Łaska, G. (2001). The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology (formerly Vegetatio)*, 157(1), 77-99. <https://doi.org/10.1023/A:1013760320805>

Leavell, D. (2017). Fire Science Core Curriculum. *OSU Extension Service*, 9172, 197 p.

Lindenmayer, D., & Noss, R. (2006). Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 20(4), 949-958. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x>

Lloret, F., & Zedler, P. (2009). The Effect of Forest Fire on Vegetation. *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*, 257-295. <https://doi.org/10.1201/9781439843338-c9>

Marková, I. (2011). Havraní skála u Jetřichovic v národním parku České Švýcarsko: vývoj flóry a fauny na ploše zasažené požárem. *Ochrana přírody: časopis státní ochrany přírody*, 66(1), 18-21.

McDonald, B. (2017). Objectives Explain the purpose of prescribed fire Describe the different types of forest fires Identify sources of forest. <https://player.slideplayer.com/35/10394335/data/images/img6.jpg>

Millar, C., & Stephenson, N. (2015). Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, 349(6250), 823-826. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9933>

Morresi, D., Vitali, A., Urbinati, C., & Garbarino, M. (2019). Forest Spectral Recovery and Regeneration Dynamics in Stand-Replacing Wildfires of Central Apennines Derived from Landsat Time Series. *Remote Sensing*, 11(3). <https://doi.org/10.3390/rs11030308>

Neuhäuslová, Z. (1998). Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky: Map of potential natural vegetation of the Czech Republic. Academia.

Nováková, M., & Edwards-Jonášová, M. (2015). Restoration of Central-European mountain Norway spruce forest 15 years after natural and anthropogenic disturbance. *Forest Ecology and Management*, 344, 120-130. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.010>

Peters, D., Lugo, A., Chapin, F., Pickett, S., Duniway, M., Rocha, A., Swanson, F., Laney, C., & Jones, J. (2011). Cross-system comparisons elucidate disturbance complexities and generalities. *Ecosphere*, 2(7). <https://doi.org/10.1890/ES11-00115.1>

Raffa, K., Aukema, B., Bentz, B., Carroll, A., & Wallin, K. (2009). A Literal Use of "Forest Health" Safeguards against Misuse and Misapplication. *Journal of Forestry*, 107(5), 276–277,.

Sannikov, S., & Goldammer, J. (1996). Fire Ecology of Pine Forests of Northern Eurasia. *Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia*, 151-167. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8737-2_11

Scott, J. (2007). 20-ft Wind Speed. *FireWords: Fire Science Glossary*.

Selikhovkin, A. (2007). Main disturbance factors in north-west Russian forests: Structure and

databases. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20(6), 27-32.
<https://doi.org/10.1080/14004080510042146>

Senf, C., Müller, J., & Seidl, R. (2019). Post-disturbance recovery of forest cover and tree height differ with management in Central Europe. *Landscape Ecology*, 34(12), 2837-2850.
<https://doi.org/10.1007/s10980-019-00921-9>

Schelhaas, M., Nabuurs, G., & Schuck, A. (2003). Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9(11), 1620-1633.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x>

Svoboda, M., Fraver, S., Janda, P., Bače, R., & Zenáhlíková, J. (2010). Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 260(5), 707-714. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.027>

Tang, S., Franklin, J., & Montgomery, D. (1997). Forest harvest patterns and landscape disturbance processes. *Landscape Ecology*, 12(6), 349-363.
<https://doi.org/10.1023/A:1007929523070>

Turner, M., & Romme, W. (1994). Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology*, 9(1), 59-77. <https://doi.org/10.1007/BF00135079>

Ulanova, N. (2000). The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management*, 135(1-3), 155-167. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00307-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00307-8)

Violle, C., Pu, Z., & Jiang, L. (2010). Experimental demonstration of the importance of competition under disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(29), 12925-12929. <https://doi.org/10.1073/pnas.1000699107>

Wang, J., Sammis, T., Gutschick, V., Gebremichael, M., Dennis, S., & Harrison, R. (2010). Review of Satellite Remote Sensing Use in Forest Health Studies~!2010-01-27~!2010-04-05~!2010-06-29~!. *The Open Geography Journal*, 3(1), 28-42.
<https://doi.org/10.2174/1874923201003010028>

Webb, L. (1958). Cyclones as an ecological factor in tropical lowland rain-forest, North Queensland. *Australian Journal of Botany*, 6(3). <https://doi.org/10.1071/BT9580220>

Zielonka, T., & Piątek, G. (2004). The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecology (formerly Vegetatio)*, 172(1), 63-72. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000026037.03716.fc>