

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Mükoloogia õppetool

Kirsi Loide

HÄIRINGUTE MÕJU MAAPINNAL KASVAVATELE SAMBLIKELE

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Ede Leppik

Tartu 2012

SISUKORD:

| | |
|--|-----------|
| 1. SISSEJUHATUS | 3 |
| 1.1 MAAPINNASAMBLIKE ISELOOMUSTUS | 3 |
| 1.2 MAAPINNASAMBLIKE ELUPAIK..... | 5 |
| 1.3 MAAPINNASAMBLIKE EKSTREEMSED KASVUKOHAD | 6 |
| 1.3.1 <i>Kuumad ja kuivad kasvukohad</i> | 6 |
| 1.3.2 <i>Polaarsed ja alpiinsed kasvukohad</i> | 7 |
| 1.3.3 <i>Märjad, niisked kasvukohad</i> | 8 |
| 1.4 SAMBLIKE VASTUPIDAVUS KESKKONNATINGIMUSTE MUUTUSTELE (HÄIRINGUTELE) | 9 |
| 2. HÄIRINGUD | 9 |
| 2.1 TEGURID, MILLEST SÕLTUB HÄIRINGUTE MÕJU | 10 |
| 2.3 LOODUSLIKE HÄIRINGUTE MÕJU MAAPINNASAMBLIKELE | 11 |
| 2.3.1 <i>Põua ja läbikuivamise mõju samblikele</i> | 11 |
| 2.3.2 <i>Mehaaniliste häiringute mõju samblikele</i> | 12 |
| 2.3.3 <i>Põlengute mõju samblikele</i> | 13 |
| 2.4 INIMTEKKELISTE HÄIRINGUTE POSITIIVNE JA NEGATIIVNE MÕJU MAAPINNASAMBLIKELE | 14 |
| 2.4.1 <i>Karjatamine</i> | 14 |
| 2.4.2 <i>Maapinna kahjustamine</i> | 16 |
| 2.4.3 <i>Metsade majandamine</i> | 17 |
| 2.4.4 <i>Inimtekkelised põlengud</i> | 18 |
| KOKKUVÕTE | 20 |
| SUMMARY | 22 |
| TÄNUAVALDUSED | 24 |
| KASUTATUD KIRJANDUS | 25 |

1. Sissejuhatus

Antud töös käsitletakse mõistet samblik lihheniseerunud seene tähenduses. Kuna maapinnal kasvavad samblikud võivad olla tihedalt seotud teiste organismidega ja kuuluda nõ maapinna eluskooriku komponentide hulka, toon siinkohal välja ka selle mõiste. Maapinna eluskoorik sisaldab endas maapinna õhukest ülemist kihti, paari millimeetrit, mida asustavad vetikad, tsüanobakterid, samblad, samblikud ja seened (Belnap et al., 2003).

Minu töö eesmärgiks on anda teadusliku kirjanduse põhjal ülevaade maapinna samblikele mõjuvatest erinevatest looduslikest ja inimtekkelistest häiringutest. Kuna Eestis on häiringute mõju maapinnasamblikele suhteliselt vähe uuritud, siis toetun peamiselt teistes regioonides tehtud teadusuuringutele.

Töö koosneb kahest peatükist, millest esimene annab ülevaate samblike ehitusest, kasvukohtadest ja vastupidavusest ekstreemsetele keskkonnatingimustele. Teine peatükk tutvustab maapinnasamblikele mõjuvaid häiringuid ning nende positiivseid ja negatiivseid külgi.

1.1 Maapinnasamblike iseloomustus

Samblikud koosnevad kahest erinevast komponendist, mis omavaheliste keerukate suhete kaudu moodustavad tervikliku liitorganismi. Üheks osapooleks on alati seenkomponent e. mükobiont. Teise komponendina esineb samblikus rohevetikas või tsüanobakter, kuna nad on võimelised fotosünteesi abil tootma anorgaanilistest ühenditest orgaanilisi, siis nimetatakse neid ka fotosünteesivaks komponendiks e. fotobiondiks. Sambliku määramisel on seenkomponendil oluline tähtsus, kuna ühes samblikuliigis on mükobiondiks alati kindel seeneliik, kuid fotobiondiks võib olla erinevast liigist või perekonnast pärinev vetikas või tsüanobakter (Trass & Randlane, 1994).

Seenkomponent saab partnerilt suhkruid, mis on vajalikud energia tootmiseks ja eluspüsimiseks, kasvamiseks ja paljunemiseks. Vetikas saab vastutasuks kaitset äärmuslike temperatuuride eest, valgust, niiskust ja ka mineraalsoolaid, ning selline mutualistlik kooselu võimaldab vetikal elutseda sellistes keskkondades, kus ta eraldiseisvalt elutseda ei suudaks (Dobson, 1979).

Samblike ainevahetuse intensiivsus on madal, kuna fotosünteesiv komponent moodustab talluse kogumahust ainult väikese osa ning seetõttu on nende kasv väga aeglane.

Samas on samblikud hästi kohanenud äärmuslike temperatuuri-, niiskuse- ja toitainetevaeguse tingimustega (Trass & Randle, 1994).

Samblikke saab eristada kõige paremini nende talluse – vegetatiivse keha väliskuju ja värvuse järgi. Samblikutallus võib olla mitmesugune, kuid ei ole eristunud varreks, juureks ja lehtedeks (Trass & Randle, 1994). Maapinna samblike morfoloogilised grupid moodustavad anatoomilise gradiendi alustades madalakasvulistest ja lihtsa morfoloogiaga koorikja tallusega pisisamblikest ning lõpetades kõrgekasvuliste ja kolmedimensiooniliste põõsasja ning lehtja tallusega suursamblikega (Belnap et al., 2003).

Kooriksamblike, nagu näiteks koorikjad liigid perekondadest *Lecanora*, *Trapeliopsis* ja *Caloplaca*, tallus esineb ühetaolise pulbrilise, sileda või praguneva koorikuna või kirmena, mis ei ole jagunenud ei harudeks ega hõlmadeks. Koorikja tallusega maapinnasamblikud on enamasti väikesed ning substraadile nii tugevasti kinnitunud, et tallust ei ole võimalik substraadist eraldada. Lehtsamblike nagu näiteks *Peltigera occidentalis* ja *Xanthoparmelia convoluta* tallus on tervikuna lamendunud, lehtja või plaatja kujuga ning servades jagunenud hõlmadeks. Põõsassamblike nagu näiteks *Cladonia pocillum* ja *Cetraria islandica* tallus on püstine või rippuv, enamasti jagunenud lintjateks, pulkjateks või niitjateks harudeks (Hale, 1983). Põõsasja kasvuvormiga samblikud võivad maapinda katta ühtlase kihina moodustades samblikumatte. Põhiliste kasvuvormide vahel ei ole kindlaid piire, seega võib samblikuliik oma arengu erinevates järkudes kuuluda erinevatesse kasvuvormidesse. Soomusja tallusega liigid, näiteks perekondadest naastsamblik (*Psora*), soomussamblik (*Hypocenomyce*) või leeksamblik (*Candelaria*), on välimuselt sarnased lehtjale põhivormile, kuid mõõtmelt hoopis väiksemad, nii et eemalt vaadates ei ole soomused silmaga eristatavad ning tallus näib koorikjas. Poollehtja e. plakoidse tallusega samblikud, näiteks osa kuldsamblike (*Caloplaca*) ja liudsamblike (*Lecanora*), on keskosas koorikja ehitusega, kuid talluse servades on väljakujunenud lehtsamblikele iseloomulikud hõlmad (Trass & Randle, 1994).

Maapinnale kinnitumiseks võivad samblikel olla erinevad struktuurid nagu ritsiinid, risoidid või naba, mis tungivad läbi ülemiste maapinna kihtide. Peenikesed koorikuga kaetud oksakujulised risoidid paiknevad talluse alumisel küljel ja ulatuvad 4-5 mm maapinna pinnakihi sisse. Need niidid on tihedalt kaetud peenikeste ritsiinide ja ühekihiliste hüüfidega, mis täidavad maapinna maatriksi. Mõnedel liikidel jämedamad risomorfid ühinevad teineteisega ja moodustavad tiheda maa-aluse võrgustiku, mis on seotud pinnase partikkelitega. Eelnevalt mainitud struktuuride kohta ei ole teada, et neid kasutatakse vee või mineraalide transpordiks, nad on mõeldud lihtsalt sambliku maapinnale kinnitumiseks, mis aitab samblikel

vee- ja tuule-erosioonile vastu pidada. Samblike maa-alune struktuurne võrgustik aitab säilitada maapinna stabiilust (Belnap et al., 2003).

1.2 Maapinnasamblike elupaik

Samblike iseloomustab väga suur kohastumisvõime erinevate keskkonnatingimustega ning suur vastupidavus tavaliselt ebasoodsateks peetud välisfaktoritele (Trass & Randlane, 1994). Samblikud ei vaja suurt hulka niiskust, nende võime kasutada ära vähest veekogust nagu udu või kaste soosivad elu seal, kus vee vähesus limiteerib soontaimede elutegevust (Belnap et al., 2003). Samblikud kasvavad edukalt sellistes piirkondades tundras, kõrbes, kõrgmägedes – kus nõudlikumad ja vähem vastupidavad taimed toime ei tule. Kuid oma aeglase kasvu tõttu ei ole samblikud võimelised konkureerima kiiresti kasvavate ja intensiivselt paljunevate kõrgemate taimedega (Trass & Randlane, 1994). Maapinnasamblike kolooniad on kõige arenenumad arktilistes ja alpiinsetes elupaikades, kuna seal puudub konkurents varjutavate puudega (Hale, 1983).

Maapinna kõige esimesteks asukateks on suured niitjad tsüanobakterid, neile järgnevad väiksemad tsüanobakterid ja rohevetikad. Kui maapind on kaetud niitjate tsüanobakteritega ja selle läbi stabiliseeritud, hakkavad ilmuma samblikud ja samblad (Belnap et al., 2003). Soojades ja troopilistes regioonides eelmainitud organismid mõjutavad mulla formeerumist seni, kuni soontaimed suudavad taaskoloniseeruda, see protsess aga võib kesta sajandeid. Ariidsetel ja semiariidsetel aladel, kus määravaks ressursiks on vesi, jäävad maapinnasamblikud suksessiooni viimaseks staadiumiks (Belnap et al., 2003).

Maapinna eluskoorikut, mille üheks osaks on maapinnasamblikud, leidub peaaegu igal mullatüübil, kuna nad on võimelised asustama kõrge/madala mineraalide ja soolade sisaldusega ning ka suure tekstuuri varieeruvusega muldi. Siiski leidub limiteerivaid tegureid nagu savised mullad, kus paisumise ja kahanemise koefitsient on suur. Mulla pH ja keemiline koostis mõjutavad eluskooriku liigilist koosseisu. Samblikud kasvavad peaaegu igas pH vahemikus, erinevused seisnevad liigilises koosseisus. Laialdaselt leidub samblike ka stabiilsetel muldadel nagu kipsi- ja kaltsiidirikad mullad, neid muldi iseloomustavad kõrge fosfori- ja väävlisisaldus ning suur veepidavuse võime (Belnap et al., 2003).

Kuna samblikud on võimelised elama väga erinevates tingimustes, on nad levinud laialdaselt üle maailma. Paljud samblike perekonnad on esindatud peaaegu kõikidel

kontinentidel, näiteks hästituntud samblik *Psora decipiens* on leitud Põhja-Ameerikast, Mehhikost ja Aafrikast (Belnap et al., 2003).

Arktiline mikrokliima (maapinna ülemine kiht, mõni mm) on kõige ekstreemsem elukoht, kust samblikke leitud. Maapinna ülemine kiht on koht, kus toimuvad kõige suuremad temperatuurimuutused, seetõttu on maapinnasamblikele oluline taluda suuri temperatuuri amplituude (Belnap et al., 2003).

1.3 Maapinnasamblike ekstreemsed kasvukohad

1.3.1 Kuumad ja kuivad kasvukohad

Kõrbetes ja kõrbetele sarnastes elupaikades mõjuvad elustikule mitmed erinevad keskkonnafaktorid. Lisaks vee nappusele on seal ka ekstreemsed temperatuurimuutused, intensiivne päikesekiirgus, soolsus ning tugevad kuivad tuuled, mis erodeerivad taimkatet või katavad seda liivaga. Lisaks eelmainitud teguritele võib kõrbes esineda ka üleujutusi (Kappen, 1973).

Mitmed põõsasja kasvuvormiga kõrbes elavad samblikuliigid on seal esinevate ekstreemsete keskkonnatingimustega toimetulekuks välja arendanud spetsiifilised eluvormid. Näiteks on tallus vabalt maapinnal ning kuivas olekus talluse hõlmad on ülespoole kägardunud, mis võimaldab tuulel samblikku kaasa haarata. Tihti on samblikud kuivade tingimuste tõttu kaotanud oma põõsasja vormi. Näiteks *Aspicilia affinis* ja *Lecanora esculenta* moodustavad väikeseid kerasid, mis on väga erinevad taimsest materjalist (Kappen, 1973).

Liigid, millel on substraadile tihedalt kinnitunud koorikjas tallus on kõrbes väga sagedased. Koorikja tallusega liikide väliskuju saab kõrbes valitsevate ekstreemsete tingimuste tagajärjel selliselt mõjutatud, et väliste tunnuste järgi vaadates sama liigi eri isendid tunduvad eri liikidena (Kappen, 1973).

Kõrbes leidub palju alasid, kus samblikke kasvab ohtralt, kattes maapinda ühtlase vaibana. Kuid samas on ka alasid, kus samblikud puuduvad või leidub neid osaliselt. Samblike puudumine või ulatuslik esinemine on seotud udu tekke ja vee kondenseerumisega maapinnale. Näiteks, Negevi kõrbes asuvate mägede põhjakülgedel esinevad samblikud eelistavad varjulisust, mis pakub neile pikemaks ajaks kaste kogumise võimalust. Vee kondenseerumise tõttu maapinnale esinevad samblikud ka takõrri tasandikel Türkmenistanis (Kappen, 1973).

1.3.2 Polaarsed ja alpiinsed kasvukohad

Polaaralad ja kõrged alpiinsed kasvukohad on hästi tuntud ekstreemsete kasvukohtadena, kuna vegetatsiooniperiood on väga lühike, temperatuurid on madalad, lume ja jääkatte periood on pikk ning esineb tuulte poolt põhjustatud abrasioon ja evaporatsioon. Samblikud on võimelised sellistes elupaikades elutsema, kuna omavad kõrget resistentsust külmumisele ning on võimelised külmunud inaktiivses olekus veetma pikki perioode. Paljud liigid on võimelised alustama fotosünteesi kohe kui ilmastikutingimused seda vähegi soosivad. Nad suudavad fotosünteesivõimet säilitada isegi kui temperatuur langeb alla külmumispunkti. Konkurentsi puudumine võimaldab ka aeglasekasvulistel samblikuliikidel sellistes elupaikades pikalt eksisteerida (Kappen, 1973).

Kuigi Antarktikas esinevad samblikud omavad hästi arenenud viljakehi, on vegetatiivne levimine talluse fragmentidega efektiivsem. Enamikel nendel liikidel puuduvad soreedid ja isiidid. Arktikas arenevad enamikel koorikjatel liikidel viljakehad, kuid põõsasjad ja lehtjad liigid on steriilsed (Kappen, 1973).

Antarktikas on samblike mitmekesisus suur vaid sobiva kliimaga Palmeri poolsaarel ja Rossi mere lähedal. Liikide arv Antarktika kontinendil sisaldab 25% Antarktika samblike floorast. Siin esinevad samblikud vaid ranna ääres asuvatel nunatakkidel (liustikest või jääväljadest väljaulatuvad mäetipud või kaljunukid) ja mäekülgedel, kus õhuniiskus on sobiv. Sealsed samblikud kasutavad niiskuse allikana vaid veeauru. Antarktika keskosas esinev kontinentaalne kliima põhjustab avatud ja tuule poolt mõjutatud aladel põuda. Kuivades orgudes, mis on jää- ja lumevabad puuduvad ka samblikud (Kappen, 1973).

Arktikas sarnastel laiustel on samblike vegetatsioon rikkalikum, kuna suuremad kontinendid ümbritsevad poolust, mis mõjutavad makrokliimat ja ökoloogilisi faktoreid. Gröönimaa kontinentaalsetel kõrgmäestikel ning madalamatel laiustel Kirde-Gröönimaa rannikul on samblike esinemine limiteeritud, kuna nendel aladel valitsevad kuivad föönid (kuiv ja kuum mägedest laskuv tuul). Ranniku suurematel kõrgustel (500-1000 m), on samblike elutingimused paremad (Kappen, 1973).

Ökoloogiliselt soodsad kasvualad samblikele kuivadel polaarsetel aladel on tihti kaetud õhukese lumekihiga või asuvad lumeväljade lähedal. See näitab tendentsi, et samblikud saavad kasu sulalumest, kui ainsast vee allikast ja soojusenergiast. Seda tendentsi suurendab tume aluskiht, millel samblikud asuvad (Kappen, 1973).

Põhjapoolsete alade mägedes, näiteks Skandinaavias, on samblikud domineerivad. Pääaegu kogu Alpides, välja arvatud lõunas, suudavad paljud liigid elada igilume regioonides,

ulatudes ka kõige kõrgemate mäetippudeni. Leidub liike, kes elavad väga kõrgetes mäestike piirkondades, nagu näiteks *Umbilicaria virginis* Euraasia mägedes. Kõrguse suurenedes samblike liikide arv väheneb. Vähe on leide samblikest, kes kasvavad 5000 m kõrgusel. Ida-Afganistanis Wakhani mägedes leiti samblikke 5200 m ja 5400 m vahel, kuid mitte madalamal, kui 3200 m. Paljud samblikuliigid Himaalajas, nagu *Stereocaulon myriocarpon*, näitasid vitaalsuse langust kõrgustel üle 5200 m (Kappen, 1973).

1.3.3 Märjad, niisked kasvukohad

Niiskuse taluvusele tuginedes esinevad samblikud väga kindlates tsoonides. Soodes kasvavad enamasti *Cladina* liike puhmastel või kuivemates kohtades, kuid harva ka märgades lohkudes. Subarktilistel aladel, kus valitseb ookeaniline kliima, suudavad samblikud vaevu konkureerida seentega. Lehtjad samblikud, mis sisaldavad rohelist vetikat, ei suuda eksisteerida väga humiidsetel aladel. Ajutiselt üleujutatavate alade vältimisest maapinnal kasvavate samblike poolt arktilistel aladel on teatatud korduvalt. Lumised alad on väga märjad elupaigad, mis on kuni kindla määraneni koloniseeritud samblike poolt, kes omavad karakteristikuid pikkade üleujutustega alade asustamiseks. Ekstreemsed üleujutused, mis kestavad 1-2 nädalat, hävitavad maapinnal kasvavad samblikud ja nende kolooniate taastumine on võimatu või aeglane (Kappen, 1973).

Mererand, kus puudub avar ja pehme substraat, on samblike poolt koloniseeritud. Maapinnasamblike kasvu madalaim piir mererannal asub supralitoraalsel alal. Seda ala ei uhu lained ja ei kahjusta tõus-mõõn, kuid soolase vee pritsmed esinevad. Kuivade regioonide mere-äärsetel aladel kattub samblike tallus merevee pritsmete tõttu soolakihi (Kappen, 1973).

Enamik maapinnal kasvavaid samblike on tundlikud permanentsele niiskusele, eriti, kui see esineb koos kõrgete temperatuuridega. Lisaks limiteerib piisava valguse puudus samblike esinemist teatud aladel. Troopilised vihmametsad on samblikele ekstreemsed kasvukohad (Kappen, 1973).

1.4 Samblike vastupidavus keskkonnatingimuste muutustele (häiringutele)

On teada, et samblikud on väga tundlikud keskkonnatingimuste muutuste, eelkõige õhusaaste suhtes. Kuna samblikel puuduvad pealmine kaitsev epiderm, kutiikula ja õhulõhed, pole neil võimalus reguleerida gaasivahetust väliskeskkonnaga ja vesilahuste imendumist tallusesse (Trass & Randlane, 1994). Samblikud on nõrka poikilohüdrilised organismid ehk veesisaldus talluses muutub passiivselt olenevalt ümbritsevatest keskkonnatingimustest, mistõttu võivad samblikud kiiresti kuivada (Nash 1996). Samblike kasvuks (fotosünteesiks) on aga vajalik vee olemasolu, mistõttu samblikud on aktiivsed vaid niisketes tingimustes (Nash 1996). Seetõttu on samblikud aeglase kasvuga ja pikaealised ning talletavad endas imendunud saasteained (Trass & Randlane, 1994).

Seda, kuidas samblikud keskkonnatingimustele reageerivad on tihti raske mõista, kuna teadmised samblike füsioloogiliste ja ökoloogiliste kohastumuste kohta on vähesed. Samblike reaktsioonid mingitele keskkonnatingimustele võivad olla nii positiivsed, kui ka negatiivsed (Kappen, 1973).

2. Häiringud

Häiring on ebatavaline, korrapäratu sündmus, mis tekitab looduslikus keskkonnas äkilise struktuuri muutuse, millega kaasneb loodusliku tasakaalu viimine uuele tasandile. Samas on paljud looduslikud kooslused kaugel tasakaaluseisundist, seega on keeruline vahet teha tasakaaluseisundi lähedal asuva ja sellest välja kaldunud loodusliku koosluse vahel (Sousa, 1984).

Muutused, mis mingi jõu poolt on põhjustatud, võivad varieeruda vähe tähtsatest ekstreemseteni, sõltudes jõu intensiivsusest ja objekti haavatavusest. Näiteks organismid, kes elavad sempoosetel aladel, on harjunud teatud intervallide tagant taluma keskkonnatingimuste muutuseid ning on nendega kohanenud. Juhul, kui need keskkonnatingimused muutuvad ekstreemseteks ei suuda organismid vastu pidada, mis väljendub algul organismide kasvu ja järglaste saamise edukuse languses, kuid kui stress muutub pidevaks või tase ületab vastupanuvõime, võib järgneda surm. Surma saanute arv võib varieeruda mõnest isendist terve populatsioonini. Häiring on ühe või mitme indiviidi (koloonia) asendumine, suremine

või kahjustamine, mis kas otseselt või kaudselt loob võimaluse uutele indiviididele (kolooniatele) vabanenud keskkonna asustamiseks (Sousa, 1984).

Häiringu tulemuseks on maapinnasamblike liigilise mitmekesisuse kadumine ning biomassi ja maapinna katvuse vähenemine. Mida intensiivsem häiring, seda väiksemaks jääb liikide võime elus püsida (Belnap & Eldridge, 2003).

Maapinnasamblikele mõjuvaid häiringuid saab jaotada kahte suurde rühma, on looduslikud häiringud ja inimtekkelised häiringud. Looduslike häiringute alla kuuluvad näiteks temperatuurist tulenevad ekstreemsed tingimused – läbikuivamine ja läbikülmumine, niiskusest tulenevad – üleujutus, metsapõlengud. Inimtekkelised häiringud on näiteks karjatamine, mehhaaniline pinnase rikkumine maaharimise käigus, metsastamine ja inimtekkelised põlengud (Belnap & Eldridge, 2003).

2.1 Tegurid, millest sõltub häiringute mõju

Häiringute mõju oleneb mingi kindla koha maapinna struktuurist, taimestikust ja kliima karakteristikutest ning häiringu karmusest, tihedusest, ajastusest ja tüübist. Kuigi enamik häiringuid on sarnast tüüpi, siis häiringu karmus varieerub suuresti. Näiteks masinatega sõitmine ja kariloomade tallamine avaldavad mõlemad maapinnale survet, on maapinnale tallava mõjuga, kuid masinatega sõitmisel on surve maapinnale suurem, kui karjatamise puhul. Lisaks kaasneb masinatega sõites tihti pinnase lõhkumine ja mullahorisontide segi keeramine ning koorikjate organismide mullaga matmine. Masinate tekitatud rööbastesse koguneb tihti vett, mis aeglustab või takistab maapinna taastumist (Belnap & Eldridge, 2003).

Häiring võib otseselt või kaudselt mõjutada eluskooriku mitmeid aspekte, nagu näiteks katvus, liigiline koosseis ning lämmastiku ja süsiniku fikseerimine. Häiringu mõju oleneb selle sagedusest, karmusest, ajastusest ja tüübist, kui ka kliimatilistest oludest häiringu toimumise hetkel ning peale häiringu esinemist (Belnap & Eldridge, 2003).

Häiringud, mille käigus eemaldatakse või hävitatakse maapinnasamblikke, omavad suuremat mõju ning häiringutest taastumine võtab kauem aega, kui häiringud, mis jätavad samblikud tükkidena maapinnale. Mulladel, kus agregaatide moodustumine on vähene, nagu näiteks liivad, on samblikud tallamisest tulenevale stressile kuivalt vastuvõtlikumad. Peene tekstuuriga mullad on tallamisest tulenevale stressile vastuvõtlikumad juhul, kui on märjad. Samblikud on niiskena metaboolselt aktiivsed ja kuivana haprad, seega häiringud kuival

aastaajal on hävitavamad ning samblike võime taastuda on väiksem, kui niiskel aastaajal (Belnap & Eldridge, 2003).

2.3 Looduslike häiringute mõju maapinnasamblikele

Ekstreemsete keskkonnatingimuste all võime vaadelda tingimusi, mis on ekstreemsed kõikide organismirühmade jaoks või selliseid tingimusi, mis on ekstreemsed ainult teatud organismirühmadele, näiteks ainult samblikele. Seda, kuidas samblikud ekstreemsetele keskkonnatingimustele reageerivad on tihti raske määrata, kuna meie teadmised samblike füsioloogia ja ökoloogia kohta on mittetäielikud (Kappen, 1973).

Samblike vastus ekstreemsele keskkonna tingimusele võib olla positiivne või negatiivne. Positiivses mõistes võib ekstreemne keskkond olla sobilik pioneersamblikele, kes asustavad selliseid paiku esimestena. Nende kasvamine ekstreemsetes paikades toob kaasa samblike füsioloogia ja morfoloogia ning ka ökoloogia ja koosluste dünaamika adaptatsiooni. Negatiivne vastus, fakt, et samblikud puuduvad või kasvavad vaevaliselt ekstreemsete tingimustega keskkondades, näitab vastava keskkonna sobimatust samblike kasvuks. Füsioloogilised ja morfoloogilised omadused võimaldavad organismil reageerida keskkonna tingimustele kas otse või kaudselt. See, millisel määral samblikud suudavad taluda keskkonna stressi või seda eirata, tuleneb nende spetsiifilisest ehitusest, mida ei ole veel lõplikult suudetud määratleda (Kappen, 1973).

2.3.1 Põua ja läbikuivamise mõju samblikele

Suurem osa samblikke on läbikuivamise suhtes tolerantid. Looduslikes oludes on samblike elutingimused mõjutatud kiiresti muutuva vee koguse poolt, mis omakorda avaldab mõju sambliku füsioloogiliste tegevuste nagu fotosünteesi ja hingamise muutustele. Tänu tolerantsele läbikuivamise suhtes on samblikud ekstermofiilid (äärmuslikes tingimustes elav organism) ja suudavad elada paikades, kus kõrgemad taimed vastu ei pea. Samblikud võivad olla valdavaks organismide rühmaks aladel, kus valitsevad mitmed keskkonnast tulenevad stressid, nagu näiteks Arktika, Antarktika, polaaralad ja kõrbed (Kranter et al, 2008).

Raku tasandilt vaadeldes muudab vee puudumine rakusisest pH-d ja ionide taset tsütoplasmas ning sellistel muutustel võib olla rakkudele surmav efekt. Lisaks võib vee

puudumisega kaasnedes ka membraanide struktuursete elementide muutused, mis põhjustavad raku kokkukukkumist (Kranter et al, 2008).

Vee tasakaal samblikes sõltub vee sisaldusest substraadis, milleks maapinnasamblikel on maapind, kui ka samblike kasvukohta mikroklimaatilistest karakteristikutest nagu õhuniiskus, udu, sademed. Homöomeersete (sambliku talluse ehitus on kogu ulatuses ühesugune) kõrbesamblike koorikja pinnakihi olemasolu etendab suurt rolli veekadude minimeerimisel (Kappen, 1973).

Vaatamata sellele, et mõnedel klorofüllis sisaldavatel samblikel tõmbub tallus kuivades kokku, jääb üldiselt samblike kuju muutumata. Selle põhjuseks on jäigad seeneraku seinad ning seenehüüfide suur pindala-ruumala suhe (Kranter et al, 2008).

Paljude eksperimentide käigus on näidatud, et samblikud suudavad taluda lüüsi kuivamist mitmeid kuid ja isegi aastaid. Kuid teisalt, Lõuna-Aafrika samblik *Teloschistes flavicans* ei olnud suuteline oma tallust taastama, kui oli kuivanud õhu käes 19 päeva. Nende tulemuste põhjal selgub, et samblike resistentsus põuale sõltub kuiva perioodi pikkusest, mitte nii väga intensiivsusest (Kappen, 1973).

2.3.2 Mehaaniliste häiringute mõju samblikele

Mehaanilised häiringud võivad olla nii looduslikud, kui ka inimtekkelised. Näiteks maapinna tallamine inimeste ja loomade poolt, masinatega sõitmine, kaevanduste rajamisel maapinna eemaldamine või näiteks tuule- ja vee-erosioon. Mehaaniliste häiringute mõjud on nähtavad eelkõige aladel, kus maapind on kergesti erodeeritav (Belnap & Eldridge, 2003).

Enamik maapinnaga seotud häiringuid suruvad maapinda kokku. Kokkusurumine mõjutab vee ja toitainete hoiu võimet, mis võib põhjustada muutusi ka mulla eluskooriku koosluste liigilises koosseisus (Belnap & Eldridge, 2003).

Eluskooriku häiringud destabiliseerivad tihti maapinda. Mille tõttu võivad mattuda läheduses asuvad allesjäänud eluskooriku kolooniad tuule- ja vee-erosiooni tagajärjel setetega. Setetega mattumise tagajärjel hävivad eluskooriku mittemobiilsed fotosünteesilised komponendid nagu samblad ja samblikud (Belnap & Eldridge, 2003).

Mehaaniliste mõjutuste tagajärjel võib samblike morfoloogiline väljanägemine tugevasti muutuda. Erosioon on tähelepanuväärne faktor karmides elupaikades, eelkõige pika elueaga organismide puhul. Sambliku talluse deformatsioon ja fragmenteerumine kaasneb rannaäärsetel aladel liiva erosiooniga ning polaaraladel jääkamakate uhtumisega randa. Mõnedel juhtudel võib samblike pealmine koorikiht ja vetikakiht osaliselt erodeeruda

liivatormide tagajärjel ning samblikutallused võivad selle vältimiseks isegi adapteeruda. Näiteks *Umbilicariaceae* liikide oksid meenutavate tallusehõlmade kõige pealne kiht koosneb surnud rakkudest (Kappen, 1973).

Üheks adaptatsiooniks polaaralade ja kõrbete samblikel on pikkade ritsiinide teke. Ritsiinid tungivad sügavale maapinda ning seeläbi takistavad sambliku pinnasest eraldumist (Kappen, 1973).

2.3.3 Põlengute mõju samblikele

Põlengud võivad olla inimtekkelised ja ka looduslikud. Taimestiku piiratud kasvu tõttu on kõrbetes põlengute esinemine harv, kuid stepid, kus leidub hulgaliselt põõsaid ning nende vahel kasvavaid rohumätaid, on tulekahjudele vastuvõtlikud. Põlengute tagajärjel maapinnasamblike katvus, biomass ja mitmekesisus vähenevad. Kahjustuse suurus maapinnasamblikele sõltub taimkatte koosseisust ja struktuurist ning taimestiku, kui kütteallika jaotusest, tule intensiivsusest ja sagedusest. Kuumem ja tihedamini esinev põleng kahjustab maapinnasamblike rohkem. Tihedamad põlengud takistavad samblike taastumist (Belnap & Eldridge, 2003).

Kõrbed ja semiariidsed alad erinevad teistest aladest kulupõlengute sageduse ja karmuse poolest. Kuumades, kuivades kõrbetes puudub põõsastevaheline taimestik, mis kannaks tuld edasi. Kuigi looduslikud kulupõlengud omavad enamikes kõrbetes vähest rolli, siis kõrbetes, kus esinevad mussoonvihmad, võivad ka äikesest põhjustatud kulupõlengud aset leida (Johansen, 2003).

Ajaloolised kulupõlengute režiimid semiariidsetel ja ariidsetel aladel on jätnud maastikku suuremaid ja väiksemaid alasid põlemata põõsaste ja rohupuhmaste vahele. Selline maastik loob võimalusi taimedele ja maapinna eluskoorikule kiiresti põlenud alasid asustada. Sellised kulupõlengud on väikese sagedusega, mis võimaldab hilistel eluskooriku organismidel alasid rekoloniseerida. Kuid tänapäeval on paljudel semiaariidsetel aladel levinud mitmeaastased rohttaimed ning mittelooduslikud ja laiaulatuslikud põlengud takistavad eluskooriku liikide taastumist ja suksessiooni (Belnap & Eldridge, 2003).

2.4 Inimtekkeliste häiringute positiivne ja negatiivne mõju maapinnasamblikele

Tegevused, mis mõjutavad pinnase stabiilsust ja konditsiooni, peamiselt häiringud, mis on põhjustatud kariloomade, inimeste ja masinate poolt, vähendavad maapinna võimet hoida vett ja toitaineid ning selliste mõjutuste tagajärjel muutub maapinna eluskooriku liigiline koosseis (Eldridge & Koen, 1998).

Samblikud on kõige tundlikumad biomonitorid ökosüsteemi seisundi ja inimese poolt põhjustatud häiringute seisukohast. Maapind, mis on asustatud maapinnasamblike poolt on ökosüsteemi stabiilsuse ja pidevuse heaks indikaatoriks. Substraadi ja keskkonna stabiilsuse vajalikkus maapinnal kasvavate samblike jaoks teevad neist tundlikud indikaatorid mitmete keskkonna häiringute suhtes. Suurtel kõrgustel asuvad ökosüsteemid ja nende taimestik on tavaliselt kaalutletud kui haprad ja tundlikud inimõjutustele (Himanshu et al., 2011).

2.4.1 Karjatamine

Ligikaudu 35% maakera maismaast on ariidsetel või semiariidsetel aladel. Sellistes regioonides arenevad enamik taimekooslusi karjatamise või looduslikult seal elavate sõraliste ja kabjaliste elutegevuse mõju all. Tallamine, mis on põhjustatud kariloomade poolt, on kõige tavalisem häiring maapinnasamblikele. Kariloomade poolt põhjustatud maapinna tallamine mõjub ariidsetes regioonides maapinnasamblike olemasolule ja funktsioneerimisele kahjustavalt. Empiiriline andmestik viitab sellele, et kahjustuste suurus on seotud häiringu intensiivsusega. Näiteks Mojave kõrbes läbiviidud katses selgus, et erinevus maapinna eluskooriku katvuse ulatuses kergelt karjatataval ja mittekarjatataval alal oli väike (Warren & Eldridge, 2003).

Karjatamisega kaasneb maapinnasamblike mitmekesisuse ja maapinna katvuse vähenemine. Samblikud vajavad stabiilset keskkonda ning on selle tõttu koduloomade karjatamisele tundlikud. Enamikel juhtudel on ülekarjatamise tagajärjeks tsüanobakterit sisaldavate pioneersamblike (samblikud, kes asustavad vabanenud maapinda esimestena) nagu *Collema*, *Peltula* või *Heppia* domineerimine. Intensiivse karjatamise mõjul võivad kõik maapinna eluskooriku komponendid tallamise tulemusena saada hävitatud (Scutari et al., 2004).

Intensiivne karjatamine mõjutab väga suurt hulka samblikke, kuid kõige tundlikumad on kivisel pinnasel kasvavad liigid. Selline negatiivne efekt on ilmselt tallamise mõju, kuna

lubjarikas kruus on oma struktuurilt vähem vastupidavam ja fragmenteerub. Lisaks paljud suurte areoolidega liigid nagu *Psora decipiens* on tallamisele tundlikumad, kui lehtja või soomusja tallusega liigid (Scutari et al., 2004).

Arvatakse, et kariloomade poolt tekitatava kahju ulatus oleneb karjatamise perioodil olevast aastaajast. Edela Utah'i karjamaadel läbiviidud uurimuse kohaselt võrreldes karjatamata kontrollaladega polnud varatalvisel perioodil aset leidnud intensiivsel karjatamisel erilist mõju maapinna eluskooriku koosseisule. Kuid intensiivne karjatamine vara- ja hilistalvise perioodi vahelisel ajal avaldas maapinna eluskoorikule mõju, mis väljendus katvuse ja liigilise mitmekesisuse vähenemises. Kuna talvine ja varasuvine periood on sealsetel aladel kuivad, arvatakse, et karjatamine kuivadel perioodidel on maapinna eluskoorikule hävitavam mõjuga kui karjatamine niisketel perioodidel. Lõuna-Idaho külmades kõrbes võrreldi karjatamata alasid aladega, mida karjatati sügisel, suvel ja talvel. Piirkondades, mida karjatati sügisel või suvel, vähenes maapinna eluskooriku katvus olulisel määral, kuid talvel karjatatud aladel sellist tendentsi ei esinenud. Kuna talvel on maapind külmunud ning esineb lumikate, siis kaitseb see maapinnal kasvavaid samblikke (Warren & Eldridge, 2003).

Karjatamisel võib lisaks negatiivsele mõjule maapinna samblike elutegevusele olla ka positiivne külg. Näiteks Turkestani kõrbe lähedal asuval alal viis sage kaamelite ja lammaste karjatamine soontaimede ja maapinna eluskooriku koosluste hävimiseni. Lõpptulemuseks oli kariloomade sööda puudumine ja liivase maapinna mobiliseerumine. Seitse aastat peale selle ala karjatamise lõppemist taastusid soontaimede ja maapinna eluskooriku kolooniad. Seejärel jätkus eluskooriku komponentide kasv näivalt soontaimede kulul, mis viitab sellele, et vähene häiring võib olla kasulik säilitamiseks loomasööda (maapinnasamblike) ressursse. On leitud, et semiaridsetel aladel, kus kabjalised peavad vee puudusest tulenevalt pidevalt rändama ning maapinnasamblikud on perioodiliste häiringutega harjunud, võib herbivooride puudumine mõjuda häiringuna. Kabjaliste puudumisega võib kaasneda algsete koosluste muutumine vähem produktiivsemateks ning mitmekesisuse vähenemine või liigilise koosseisu muutumine (Warren & Eldridge, 2003).

Kabjaliste tallamine võib tekitada maapinda tühimikke, lõhkuda samblamatte ning paljastada maapinda, mis võimaldab samblikel koloniseerida tekitatud avatud maapinda. Karjatamine võib aeglustada rohttaimede kasvu ning seeläbi takistada alade kinnikasvamist. See omakorda võib suurendada samblike populatsioonide diversiteeti (Davies et al., 2008).

2.4.2 Maapinna kahjustamine

Maakasutuse muutus on inimtekkeliste häiringute seisukohalt kõige olulisem faktor maapinnasamblike elutegevusele. Maakasutuse muutusega kaasnevad mõjutused on kõige laiaulatuslikumad ariidsetes ja semiariidsetes piirkondades, kus leidub suurel hulgal maapinna eluskoorikut. Maakasutusega seotud maapinna kahjustamine vähendab maapinna samblike mitmekesisust, katvust ning biomassi. Häiringute tagajärjel samblikud asenduvad tsüanobakteritega ning samblike taastumisele võib kuluda aastakümneid kuni sajandeid (Evans et al., 2003).

Eksootiliste liikide käibelevõtt põllumajanduses omab suurt mõju kuivadele, mineraalide vaestele ökosüsteemidele, mis enamikel juhtudel on iseloomulikud kasvukohad maapinna eluskooriku liikidele. Invasiivsed taimeliigid hõivavad tihti algselt eluskooriku poolt domineeritud alasid igihaljaste liikide vahel. Seega algseks invasiooniga kaasnevaks mõjutuseks on valguse kättesaadavuse vähenemine maapinnal. Selle tagajärjel asenduvad samblikekooslused tsüanobakterite ja seentega (Evans et al., 2003).

Kooslused, mida kunagi iseloomustasid ulatuslikud maapinna eluskoorikuga kaetud alad, ja mis on invasiivsete liikide leviku tõttu asendunud eksootiliste püsikutega, on tulele palju vastuvõtlikumad. Sagedased põlengud takistavad samblike taastumist ning nendes kooslustes, kus varem oli samblikerikas koorik, jäävad domineerima vaid vähesed tsüanobakterite liigid (Evans et al., 2003).

Polaaralade taimestik on eriti vastuvõtlik füüsilistele häiringutele, mis on tihedalt seotud inimtegevuse, tööstuse, turismi ja teaduslike uuringutega. Kuna samblikud on maapinnale nõrgalt kinnitunud, siis on nende eemaldamine tallamise ja masinatega sõitmise tagajärjel kerge – seda eriti juhul kui samblikud on kuivad ja haprad (Longton, 1988).

Üle 30 uurimuse neljal erineval kontinendil dokumenteerivad, et karjatamine, masinate kasutamine ja inimeste tallamine vähendab samblike katvust ja eluskooriku liigilist mitmekesisust (Belnap & Eldridge, 2003).

Mehaaniliste häiringute taluvus suureneb, kui organismid muutuvad morfoloogiliselt komplekssemateks. Samblikud kasutavad adaptatiivseid talluse struktuure ja pigmente, vee hoiuvõime suurendamist, tolerantsust üleujutuste suhtes ja võimet atmosfääri lämmastikku siduda, et suurendada vastupidavust häiringute suhtes (Belnap & Eldridge, 2003).

Maapinnasamblikele oluline häiring on kasvukoha hävimine. Eestis ohustavad looniitudel kasvavaid samblikekooslusi just looniitude hävimine ja seda peamiselt kadakate ja teiste põõsaste ja puude pealekasvu tõttu (Leppik et al., 2012). Lisaks toimus 1950.-

1980.aastatel Eestis intensiivne looniitide metsastamine (Laasimer, 1975), mille käigus hävisid paljud niidukooslused, sealhulgas ka samblikud. Sellest ajast on säilinud ka rikutud maapinnaga looniitused, millel mets kasvama ei läinud. Tänapäevaks on selgunud, et nendel aladel on arenenud uuesti ilusad loo–samblikukooslused (Leppik et al., 2012).

Positiivseid näiteid häiringute mõjust on veelgi. Näiteks vanad lubjakarjäärid või endised sõjaväe tegevusest häiritud maapinnaga alad, kust mullakiht on praktiliselt eemaldatud. On leitud, et sellised alad on praeguseks väga olulised looniitide samblike säilimise seisukohalt, kuna traditsioonilised looniidud on majandamise lakkamisele tõttu kinni kasvamas (Leppik et al., 2012). Ka teised autorid on leidnud, et lubjarikaste niitude häirimine ülemise mullakihi eemaldamise näol mõjub positiivselt maapinnasamblike liigirikkusele, kuna muidu domineerima kipuvate soontaimede jaoks on sellistel aladel toitaineid liiga vähe (Wells et al., 1976; Gilbert, 1993). Ka Tomlinson jt (2008) leidsid, et pikka aega kasutusest väljas olnud lubjakarjäärides arenesid looduslikud looniitidele iseloomulikud samblikukooslused.

2.4.3 Metsade majandamine

Metsa suktessioonist tulenevad aja jooksul muutused taimestiku liigilises koosseisus ja struktuuris, mis on säilitatud häiringute poolt. Suktsessioon looduslikes metsades on mõjutatud põlengute ja tormide poolt ning majandatud metsades mõjutatud puidutöötlemise ja taasistutamise poolt. Suktsessioon üheaegselt modifitseerib puude ja maapinna taimestiku liigilist koosseisu ja struktuuri (Uotila & Kouki, 2005).

Paljud samblikud ja samblad on vanades metsades tavalisteks, kuid võivad muutuda haruldasteks metsades, kus toimub regulaarne majandamine. Maapinnasamblike esinemine metsades on seotud metsa suktessiooni tasemega. Samblike mitmekesisus on suurem poollooduslikes metsanoorendikes ning noortes majandatud kooslustes (Uotila & Kouki, 2005).

Hoolimata sellest, kas metsa majandatakse või mitte, on üldine liigiline koosseis sisaldades endas nii soontaimi, samblaid ja samblike, suurem varajase suktessiooniga metsades. Selline efekt võib põhineda keskmise häiringu hüpoteesil – suurem liigiline mitmekesisus esineb keskmiste ajavahemikega teisese suktessiooni jooksul ja kohtades, kus viimasest häiringust on möödunud keskmiselt palju aega (Uotila & Kouki, 2005).

Noorte metsade domineerimine ja vanade metsade fragmenteerumine (vähenenud metsaalade suurus ja suurenenud isolatsioon) toob endaga kaasa maastiku vähenenud võime

säilitada samblike pikaajalist esinemist. Tänapäevane metsamajandamine omab samblikele peamiselt negatiivset mõju läbi otseste häiringute, nagu lageraie ja raiematerjali kogumisplatside ettevalmistamine, või luues ebasobivaid mikroklimaatilisi tingimusi tihedates istutatud (sekundaarsetes) metsades (Kivinen et al., 2012).

Maapinnasamblike leidub rohkem kuivades, kui niisketes metsades. Valguse kogus, mis metsas maapinnani jõuab, sõltub võrastiku kokkukasvamisest, noored männimetsad on tavaliselt tihedamad ja varjulisemad, kui küpses eas metsad. Maapinnasamblike esinemine metsas on vähesel määral seotud võrastiku katvusega (Kivinen et al., 2012).

Lageraie tagajärjel tekivad alad, kus metsamajandusliku tegevuse käigus kooritakse maapind, põletatakse raiejäätmeid või ei tehta midagi. Sellistel tegevustel on maapinnasamblike biomassile ja maapinnakatvusele negatiivne mõju (Kivinen et al., 2012).

2.4.4 Inimtekkelised põlengud

Kuigi enamikel juhtudel on põlengutel maapinnasamblike elutegevusele ja mitmekesisusele hävitav mõju, võib leida ka näiteid, kus põletamine suurendab mitmekesisust ja samblike rohkest.

Traditsiooniline majandamine taimestiku põletamise põhimõttel on vähemalt 200 aastat vana. Põletamise eesmärgiks on luua alasid, kus taimestiku kasv oleks jõudsam ning seeläbi suurendada karjatamist. Põlengute kohene efekt samblikele seisneb nende hävimises. Kuid väga vähe on teada, kuidas mõjub pikaajalisem tule abil majandamine. Paljud uurimused näitavad, et samblike taastumine peale põlengut võib olla väga kiire ning, et taastumine on seotud enne põlengut esineva samblike populatsiooni suuruse ja rikkusega (Davies et al., 2008).

Kagu-Austraalias alles jäänud kõrgekvaliteediliste parasniiskete rohumaade ning rohtukasvanud metsamaade taimestiku kasvu, eluspüsümise ja mitmekesisuse suurendamiseks on soovitatud kasutada põletamist (O'Bryan et al., 2009).

Austraalia rohumaadel läbiviidud katsetest selgus, et iga kahe aasta tagant esinev põleng ei ole sellel alal kõrge häiringu tasemega. Põletamise tulemusel vähenes rohumaade taimestiku produktiivsus ja suurenes maapinna kompaktsus. Seepärast võib tihedamatel põlengutel olla maapinnasamblike kasvukohtadele parendav efekt vähendades konkureeriva taimestiku katet ning luues katmata maapinda. Selgus, et mõõdukas häiring on soontaimedele hävitav, kuid maapinnasamblike ellujäämise, elutegevuse ja koloniseerimise seisukohalt

sobilik. Lisaks võib arvata, et suurema mõjuga häiringud võiksid suurendada samblike liigirikkust ja rohkust (O'Bryan et al., 2009).

Metsatulekahjud olid 19. sajandi boreaalsetes metsades peamiseks häiringuks. Põlengud takistavad orgaanilise aine akumulatsiooni ning selle tagajärjel väheneb mulla veehoiu võime. Sellised muutused sobivad maapinnasamblikele, kes vastasel juhul tõrjutaks soontaimede ja seente poolt kasvukohast välja (Kivinen et al., 2012).

Häiringute mõju maapinnal kasvavatele samblikele

Kirsi Loide

Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärgiks on anda ülevaade erinevatest inimtekkelistest ja looduslikest häiringutest ning nende häiringute positiivsetest ja negatiivsetest mõjust maapinnal kasvavatele samblikele.

Maapinnasamblikud kasvavad edukalt sellistes ekstreemsetes piirkondades nagu tundras, kõrbes, kõrgmägedes – kus nõudlikumad ja vähem vastupidavad taimed toime ei tule. Kuid oma aeglase kasvu tõttu ei ole samblikud võimelised konkureerima kiiresti kasvavate ja intensiivselt paljunevate kõrgemate taimedega. Maapinnasamblike kolooniad on kõige arenenumad arktilistes ja alpiinsetes elupaikades, kuna seal puudub konkurents varjutavate puudega.

Häiring on ühe või mitme indiviidi (koloonia) asendumine, suremine või kahjustamine, mis kas otseselt või kaudselt loob võimaluse uutele indiviididele (kolooniatele) vabanenud keskkonna asustamiseks. Maapinnasamblikele mõjuvaid häiringuid saab jaotada kahte suurde rühma, on looduslikud ja inimtekkelised häiringud. Looduslike häiringute alla kuuluvad näiteks temperatuurist tulenevad ekstreemsed tingimused – läbikuivamine või läbikülmumine, niiskusest tulenevad – üleujutus või metsapõlengud. Inimtekkelised häiringud on näiteks karjatamine, mehhaaniline maapinna rikkumine maaharimise käigus, metsade majandamine või inimtekkelised põlengud.

Samblike vastus ekstreemsele keskkonna tingimusele võib olla positiivne või negatiivne. Positiivses mõistes võib ekstreemne keskkond olla sobilik pioneersamblikele, kes asustavad häiringute tagajärjel tekkinud alasid esimestena. Negatiivne vastus on samblike puudumine või vaevaline kasv ekstreemsete tingimustega keskkondades.

Tegevused, mis mõjutavad maapinna stabiilsust ja konditsiooni, peamiselt häiringud, mis on põhjustatud kariloomade, inimeste ja masinate poolt, vähendavad maapinna võimet hoida vett ja toitaineid ning selliste mõjutuste tagajärjel muutub maapinnasamblike liigiline koosseis.

Maapinnasamblikele oluline häiring on kasvukoha hävimine. Eestis ohustavad looniitudel kasvavaid samblikekooslusi just looniitude hävimine ja seda peamiselt kadakate ja teiste põõsaste ja puude pealekasvu tõttu.

Karjatamisega kaasneb maapinnasamblike mitmekesisuse ja maapinna katvuse vähenemine. Enamikel juhtudel on ülekarjatamise tagajärjeks tsüanobakterit sisaldavate pioneersamblike domineerimine. Intensiivse karjatamise mõjul võivad kõik maapinna eluskooriku komponendid tallamise tulemusena hävida. Kuid karjatamisel võib lisaks negatiivsele mõjule maapinna samblike elutegevusele olla ka positiivne külg. Kabjaliste tallamine võib tekitada maapinda tühimikke, lõhkuda samblamatte ning paljastada maapinda, mis võimaldab samblikel koloniseerida tekitatud avatud pinda. Karjatamine võib aeglustada rohhtaime kasvu ning seeläbi takistada alade kinnikasvamist, mis omakorda võib suurendada samblike populatsioonide mitmekesisust.

Positiivseid näiteid häiringute mõjust on veelgi. Näiteks vanad lubjakarjäärid või endised sõjaväe tegevusest häiritud maapinnaga alad, kust mullakiht on praktiliselt eemaldatud. On leitud, et sellised alad on praeguseks väga olulised looniitide samblike säilimise seisukohalt, kuna traditsioonilised looniidud on majandamise lakkamise tõttu kinni kasvamas.

The effect of disturbances on ground layer lichens

Kirsi Loide

Summary

The aim of the current paper is to give an overview of natural and man-made disturbances and their positive and negative effects to ground lichens.

Ground layer lichens grow successfully in the extreme areas, like tundra, desert and high mountain ranges – where more demanding and less durable plants can not cope. But because of their slow growth lichens are not capable to compete with fast growing and intensely multiplying higher plants. Colonies of ground lichens are the most developed in arctic and alpine habitats, because there is no competition from big trees casting their shadows.

Disturbance is punctuated killing, displacement or damaging of one or more individuals (or colonies) that directly or indirectly creates an opportunity for new individuals (or colonies) to become established. Disturbances that affect ground layer lichens can be dividend in two big groups, there are natural and man made disturbances. Natural disturbances are for instance, extreme conditions caused by changes in temperature – desiccation or freezing, conditions caused by humidity, flooding or forest fires. Man made disturbances are grazing, ground being mechanically ruined by agriculture, forestry or forest fires caused by man.

Lichen responses to extreme environments can be positive or negative. In positive sense extreme environment can be suitable for pioneer lichens, witch are first to colonize sites caused by disturbances. Negative conception is the lack or difficult growth of lichens in extreme environments.

Activities that affect soil stability and condition, mainly disturbances that are caused by grazing or trampling by humans and vehicles reduce soil ability to hold water and nutrients, such implications change the composition of species of the biological soil crust.

The destruction of habitat is an important disturbance for ground lichens. In Estonia lichens growing on alvar-like habitats are endangered mainly by the overgrowing caused by junipers and other bushes and trees.

Grazing reduces diversity and cover of ground lichen communities. In many cases the result of over grazing is the domination of pioneer lichens that contain cyanobacteria. As a

result of intensive grazing all components of the biological soil crust can be destroyed by trampling.

Grazing can have besides negative effects also a positive effect on the vital functions of the ground lichens. Trampling by the ungulates can result in voids in the ground, break up moss mats and expose bare peat, which enables lichens to colonize the uncovered soil. Grazing can slow down the growth of vascular plants and therefore hinder the over growing.

There are more examples of positive effects of disturbances. For example old limestone quarries and soils disturbed by military activities, where the top layer of the ground is removed. It has been found that previously mentioned sites are important for preserving alvar lichen communities, because traditional alvars are growing over with junipers due to ceased traditional management.

Tänuavaldused

Täna Ede Leppikut lõputöö juhendamise eest.

Kasutatud kirjandus

- Belnap, J. & Eldridge, D.J. 2003. Disturbance and recovery of biological soil crusts. – In: Belnap, J. & Lange, O.L. (eds.) *Biological soil crusts: srtructure, function, and management*, pp. 363-383. Springer-Verlag, Berlin, DE.
- Belnap, J., Büdel, B. & Lange, O.L. 2003. Biological soil crusts: characteristics and distribution – In: Lange, O.L. & Belnap, J. (eds.) *Biological soil crusts: structure, function, and management*, pp 3-30. Springer-Verlag, Berlin, DE.
- Davies, G., Matt and Colin J. Legg. 2008. The effect of traditional management burning on lichen diversity. – *Applied Vegetation Science*, 11(4):529-538.
- Dobson, F. S. 1979. Lichens An Illustrated Guid to the British and Irish Species. Slough. The Richmond Publishing Co.Ltd.
- Eldridge, D.J & Koen, T.B. 1998. Cover and floristics of microphytic soil crust in relation to indices of landscape health. – *Plant Ecology*, 137:101-114.
- Evans, R.D., Belnap, J., Garcia-Pichel, F. & Phillips, S.L. 2003. Global change and the future of biological soil crusts. – In: Belnap, J & Lange, O.L. (eds.) *Biological Soil Crusts: structure, function, and management*, pp 417-429. Springer-Verlag, Berlin, DE.
- Gilbert, O.L. 1993. The lichens of chalk grassland. *Lichenologist*, 25:379-414.
- Hale, M.E. 1983. The biology of lichens. E. Arnold. London,
- Himanshu, Rai., Upreti, D.K., Gupta, K. Rajan. 2011. Diversity and distribution of terricolous lichens as indicator of habitat heterogeneity and grazing induced trampling in a temperate-alpine shrub and meadow. – *Biodivers Conserv*, (2012) 21:97–113.
- Johansen, J.R. 2003. Impacts of fire on Biological Soil Crusts. – In: Belnap, J. & Lange, O.L. (eds.) *Biological Soil Crusts: Structure, Function and Management*. pp, 385-397.
- Kappen, L. 1973. Chapter 10. Response to extreme environments. – In: Ahmadjian, V. & Hale, M.E. (eds.) *The Lichens*. Academic Press. New York, pp. 311-368.

- Kivinen, S., Berg, A., Moen, J., Östlund, L. & Olofsson, J. 2012. Forest Fragmentation and Landscape Transformation in a Reindeer Husbandry Area in Sweden. – *Environmental Management*, 49:295-304.
- Kranner, I., Beckett, R., Hochman, A. and Nash, T.H. 2008. Desiccation-Tolerance in Lichens: A Review. – *The Bryologist*, 111(4):576-593.
- Laasimer, L. 1975. Eesti lood ja loometsad, nende kaitse. In: Renno O (ed) *Eesti loodusharulduste kaitseks*. Valgus, Tallinn, pp 90-103.
- Longton, R.E. 1988. Cryptogams in polar ecosystems. – In: *Biology of polar bryophytes and lichens*, pp. 299-309.
- Nash, T.H. 1996. Lichen biology. Cambridge University press, Cambridge
- O'Bryan, K.E., Prober, S.M., Lunt, I.D., Eldridge, D.J. 2009. Frequent fire promotes diversity and cover of biological soil crusts in a derived temperate grassland. – *Oecologia*, 159:827-838.
- Scutari, N.C., Bertiller, M.B. and Carrera, A.L. 2004. Soil-associated lichens in rangelands of north-eastern Patagonia. Lichen groups and species with potential as bioindicators of grazing disturbance. – *The Lichenologist*, 36(6): 405-412.
- Sousa, P.W. 1984. The role of disturbance in natural communities. – *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- Tomlinson, S., Matthes, U., Richardson, P.J. et al. 2008. The ecological equivalence of quarry floors to alvars. *Appl Veg Sci*, 11:73-82.
- Trass, H. & Randlane, T. (toim.) 1994. Eesti Suursamblikud. TÜ kirjastus, Tartu.
- Uotila, A. & Kouki, J. 2005. Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbance. – *Forest Ecology and Management*, 215:113-137.

Warren, S.D. & Eldridge, D.J. 2003. Biological soil crusts and livestock in arid ecosystems: Are they compatible? – In: Belnap, J & Lange, O.L. (eds.) *Biological Soil Crusts: structure, function, and management*, pp 401-415. Springer-Verlag, Berlin, DE.

Wells, T.C.E., Sheail, J., Ball, D.F. et al. 1976. Ecological studies on the Porton Ranges: relationships between vegetation, soils and land-use history. *J Ecol* 64:589-626.

Käsikirjad:

Leppik, E., Jüriado, I., Suija, A. & Liira, J. 2012. Epigeic lichen diversity in thin soil calcareous grasslands and alvar-like habitats in Estonia – habitat degradation and temporary substitution habitats. Department of Botany, Institute of Ecology and Earth Sciences, University of Tartu, manuscript.