



www.emu.ee

**Eesti Maaülikool**

Estonian University of Life Sciences

Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Institute of Agricultural and Environmental Sciences

## **Koormustaluvuse hindamise meetodika kaitsealadel seoses nende rekreatiivse kasutamisega**

### **Koostajad:**

Ene Hurt, Kalle Karoles,

Kaidi Maran,

Kalev Sepp, Varje Vendla



Tartu 2009

## Sisukord

Sissejuhatus .....	3
1. Õiguslik alus.....	4
1.1. Ülevaade õigusaktides fikseeritud regulatsioonidest ja piirangutest kaitsealade rekreatiivseks kasutamiseks .....	4
1.2. Kaitsealade kaitse-eeskirjadest ja kaitsekorralduskavadest tulenevad piirangud loodusturismi arendamisele.....	5
2. Ülevaade puhke- ja kaitseala rekreatiivse koormustaluvuse uuringutest.....	6
2.1. Puhke- ja kaitseala rekreatiivse koormustaluvuse uuringud .....	6
2.2. Kaitse- ja puhkeala kasutuskooormust iseloomustavad indikaatorid.....	10
2.3. Ülevaade uuringutest Eestis .....	11
3. Metoodika alused kaitsealade rekreatiivse koormustaluvuse ja rekreatiivse kasutamisega seotud mõjude hindamiseks .....	15
4. Telkimisalade, puhke- ja lõkkekohtade seisundi ning rekreatsiooniga kaasnevate mõjude hindamise metoodika.....	17
4.1. Uuringute aeg .....	17
4.2. Linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimise hindamine nende elupaikades.....	17
4.3. Välitööde ettevalmistamine.....	18
4.4. Telkimisalade, puhke- ja lõkkekohtade koormustaluvuse hindamine .....	18
4.4.1 Telkimisaladele, puhke- ja lõkkekohtadesse rajatavad transektid .....	18
4.4.2. Taimestiku ja pinnase kahjustuste hindamine telkimisaladel, puhke- ja lõkkekohtades.....	19
5. Õppe- ja matkaradade seisundi ning rekreatsiooniga kaasnevate mõjude hindamise metoodika.....	27
5.1. Uuringute aeg .....	27
5.2. Linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimise hindamine nende elupaikades.....	27
5.3. Radade pinnase kulumise ja seisundi hindamine matkaraja seirekohtades.....	27
5.4. Muude aspektide uuringud .....	31
5.5. Välitööde järgsed kameraalsed tööd. ....	31
5.6. Uuringute lõpparuanne .....	32
Kasutatud kirjandus.....	34

## Sissejuhatus

Vastavalt Eesti Maaülikooli PKI ja Vapramäe-Vellavere-Vitipalu Sihtasutuse vahel sõlmitud lepingule on käesoleva töö eesmärgiks anda hinnang kaitsealade rekreatiivse kasutamise kaasnevatele keskkonnamõjudele ja maastike koormustaluvusele. Lepingu lähteülesanded:

1. Koostada ülevaade analoogsetest uuringutest Eestis ja rahvusvahelisel tasandil.
2. Metoodika väljatöötamine kaitsealade koormustaluvuse uuringu läbiviimiseks/hindamiseks.

Töö esimeses etapis koostati põhjalik ülevaade sarnastest uuringutest Eestis ja teistes riikides. Puhkealade hindamise osas on Eestis kõige pikaajalisem kogemus ja kompetents Riigimetsa Majandamise Keskusel (RMK) ja sellega seotud asutustel. Sellest tulenevalt sõlmiti töö teises etapis kaitsealade koormustaluvuse metoodika väljatöötamiseks 2008 a. märtsis leping Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskusega (töövõtuleping nr. 019908 25). Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskuse vastava metoodika autoriteks olid Kalle Karoles ja Kaidi Maran. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskuse metoodikat katsetati pilootalal ning täiendati vastavalt saadud kogemusele ja kirjanduse analüüsile. Täiendatud metoodika alusel teostati välitööd. Rekreatsioonist tingitud keskkonnamõju hindamise metoodika arendamisel ja testimisel keskenduti kaitseala piirkondadele, kus külastajad olid oodatud, ning oli tehtud spetsiaalseid ettevalmistusi külastajate vastuvõtuks, teavitamiseks ja suunamiseks.

EMÜ PKI poolt on antud metoodikat edasi arendanud ja Elva ümbruse kaitsealadel (Elva-Vitipalu maastikukaitseala, Vapramäe maastikukaitseala, Vellavere kaitsealused üksikobjektid, Keeri-Karijärve looduskaitseala) tehtud välitööde põhjal täiendanud Ene Hurt, Kalev Sepp ja Varje Vendla. Välitööd toimusid 2008 a. juulis, augustis ja septembris. Välitööde järgselt toimus andmete analüüsimine ja hinnangu koostamine kaitsealadele. Metoodika täiendamisel konsulteeriti ka Riigimetsa Majandamise Keskusega.

Metoodika valmimist on toetanud SA Keskkonnainvesteeringute Keskus.



# 1. Õiguslik alus

## 1.1. Ülevaade õigusaktides fikseeritud regulatsioonidest ja piirangutest kaitsealade rekreatiivseks kasutamiseks

Vastavalt Looduskaitseadusele (RT I 2004, 38, 258):

### § 2. Looduskaitse põhimõtted

(1) Loodust kaitstakse looduse säilitamise seisukohalt oluliste alade kasutamise piiramisega, kaitse alla võetud loodusliku loomastiku, taimestiku ja seenestiku isenditega ning kivististe ja mineraalide eksemplaridega sooritatavate toimingute reguleerimisega ning loodushariduse ja teadustöö soodustamisega

### § 4. Kaitstavad loodusobjektid

(2) Kaitseala on inimtegevusest puutumatusena hoitav või erinõuete kohaselt kasutatav ala, kus säilitatakse, kaitstakse, taastatakse, uuritakse või tutvustatakse loodust. Kaitsealad on:

- 1) rahvuspargid;
- 2) looduskaitsealad;
- 3) maastikukaitsealad.

(3) Hoiuala on elupaikade ja kasvukohtade kaitseks määratud ala, mille säilimise tagamiseks hinnatakse kavandatavate tegevuste mõju ja keelatakse ala soodsat seisundit kahjustavad tegevused.

### § 12. Kaitse-eeskiri

(1) Kaitseala, püsielupaiga ja kaitstava looduse üksikobjekti kaitsekord määratakse kaitse-eeskirjaga.

### § 15. Liikumine kaitstaval loodusobjektil

(1) Kaitseala sihtkaitse- ja piiranguvööndis või hoiualal olevad või kaitstava looduse üksikobjekti juurde viivad teed ja rajad on päikesetõusust päikeseloojanguni avalikuks kasutamiseks ning nende olemasolu korral peab kinnisasja valdaja tagama nimetatud ajal inimeste juurdepääsu kaitstavale loodusobjektile.

### § 29. Loodusreservaat

Loodusreservaadis on keelatud igasugune inimtegevus, sealhulgas inimeste viibimine.

### § 30. Sihtkaitsevöönd

Sihtkaitsevööndis keelatud inimeste viibimine kaitsealuste liikide elupaigas, kasvukohas ja rändlindude koondumispaigas.

## **1.2. Kaitsealade kaitse-eeskirjadest ja kaitsekorralduskavadest tulenevad piirangud loodusturismi arendamisele**

Enamuse Eesti kaitsealade kaitsekorralduskavade ja kaitse-eeskirjade kohaselt pole reservaatides ja sihtkaitsevööndites loodusturism üldiselt lubatud või on lubatud vaid sihtkaitsevööndites kaitse-eeskirjas fikseeritud piiratud mahu. Reeglina on üksikisikutele ja väikestele külastajate gruppidele kaitsealal viibimine siiski lubatud. Kaitseala territooriumil on siis enamasti lubatud ka seente ja marjade korjamine ning tervisespordiga tegelemine. Loodusreservaatides on inimeste viibimine, välja arvatud teaduslike välitööde tegemiseks valitseja nõusolekul ning järelevalve- ja päästetöödel, keelatud.

Sihtkaitsevööndites on sellised tegevused nagu marjade ja seente korjamine, õppe- ning matkaradade rajamine ja nende külastamine, samuti rahvuspargi eksponeerimiseks vajalike ehitiste rajamine ja kasutamine reeglina lubatud vaid kaitse-eeskirjast tulenevate piirangute ulatuses.

Telkimine, laagrisse jäämine ja lõkke tegemine on lubatud ainult kaitseala valitseja poolt selleks ettenähtud ja tähistatud paikades ning eramaa omanikul oma maavalduse piires.

Kaitsealadel on reeglina lubatud harrastuskalapüük, välja arvatud loodusreservaatides ning kaitse-eeskirjaga sätestatud juhtudel ka sihtkaitsevööndites.

Jalgratastega võib liigelda vaid selleks ette nähtud teedel ja radadel. Keelatud on mootorsõidukitega liikumine ja nende parkimine väljaspool selleks ette nähtud teid ja parklaid.

Kaitsealadel on reeglina lubatud vaid piiratud arvu osalejatega rahvaürituste korraldamine. Suuremate osalejate arvuga rahvaürituste korraldamine on lubatud vaid selleks ettevalmistatud kohtades kaitseala valitseja nõusolekul.

Eelpooltoodut arvestades keskenduti antud töös rekreatsioonist tingitud keskkonnamõtjude hindamise meetodika arendamisel eeskätt sellistele kaitseala piirkondadele, kus külastajad on oodatud ning kus on tehtud spetsiaalseid ettevalmistusi külastajate vastuvõtuks, teavitamiseks ja suunamiseks. Taolised alad paiknevad enamasti piiranguvööndis.

## 2. Ülevaade puhke- ja kaitseala rekreatiivse koormustaluvuse uuringutest

### 2.1. Puhke- ja kaitseala rekreatiivse koormustaluvuse uuringud

Loodusekeskkonna ja rekreatsiooni vaheline suhe on keeruline ning selle hindamiseks, jälgimiseks ja korraldamiseks on erinevaid vahendeid. Nendevaheliste mõjude hindamiseks saab koostada vaid üldise juhendi, iga erineva ala hindamisel tuleb lähtuda antud piirkonna individuaalsusest. Rekreatsiooniga kaasnevad alati teatud mõjud, oluline on nende mõjude jälgimine ja hoidmine teatud piirides (Jenkins ja Pigram, 2006).

Suurem osa rekreatsiooni koormustaluvuse definitsioonidest kombineerivad puhkevõimaluste ülekasutamise, selle poolt pakutava naudinguga ja rahulolu säilimise ja kaitse. Seega liidab koormustaluvus keskkonna biofüüsikalised omadused ja looduskeskkonna kasutajate käitumised ja eelistused (Jenkins ja Pigram, 2006).

Eristatakse erinevaid koormustaluvusi:

Füüsiline koormustaluvus (PCC – Physical Carrying Capacity) on maksimaalne arv külastajaid, keda saab kindlaksmääratud alale teatud aja jooksul füüsiliselt mahutada. Reaalne koormustaluvus (RCC - Real Carrying Capacity) on maksimaalne lubatud külastuste arv kohas, kui PCC suhtes on kohaldatud parandavaid (s.t vähendavaid) tegureid, mis tulenevad koha eriomadustest. Efektiivne (või lubatav) koormustaluvus (ECC – Effective (or permissible) Carrying Capacity) on maksimaalne külastuste arv, millele koht suudab majandamisalast taluvust (MT) arvesse võttes vastu pidada. ECC saamiseks võrreldakse RCC-d vastava kaitseala MT-ga (Sayan ja Ortacesme, 2006).

Jenkins ja Pigram (2006) järgi on füüsikaline koormustaluvus (physical carrying capacity) maksimaalne inimeste või masinate arv alal (paadid, autod), mis võivad asuda antud alal kahjulikku mõju tekitamata. Ökonoomiline taluvusvõime (economical carrying capacity) on puhkevõimaluste samaaegne kasutamine lisaks rekreatsioonilistele eesmärkidele. Ökoloogiline taluvusvõime (ecological carrying capacity) – maksimaalne keskkonna rekreatsioonilise kasutamise määr, mille ületamine põhjustab ökoloogiliste väärtuste vastuvõetamatu taseme või pöördumatu vähenemise. Piirkonna ökoloogiline taluvusvõime piir on saavutatud kui keskkonna võime end loomulikult taastada on häiritud. Sotsiaalne taluvusvõime (ecological carrying capacity) on looduskeskkonna kasutamise maksimaalne tase, mille ületamine põhjustab kasutaja seisukohalt saadava kogemuse/naudinguga kvaliteedi halvenemise.

Rekreatsiooniga kaasnevate mõjude uurimine on rohkem levinud piirkondades, kus säilinud ulatuslike ürglooduslike turismipiirkondade inimõjude tundlikkus tingib vajaduse arendada monitooringsüsteeme ja määratleda taluvusvõimet : Põhja- ja Lõuna-Ameerika, Austraalia, Uus-Meremaa, Aafrika, Arktika ja Antarktika. Igikelts on näiteks eriti vastuvõtlik sõidukite ja inimeste tallamismõjule, polaarvetes kalastamine ohustab üldist kalade populatsiooni jne (Jenkins ja Pigram, 2006).

Rekreatsiooni mõjude uurimist alustati 1920. aastatel (Cole, 2004b). Põhjalike ja terviklike rekreatsiooniökoloogia alaste uurimisprogrammideni jõuti Euroopas ja Põhja-Ameerikas alles 1960-ndatel ja 1970-ndate alguses. Kõige esimesed vastavad uurimisprogrammid töötati välja Ameerika Ühendriikides ja Suurbritannias.

Esimese ametliku kontseptsiooni rekreatiivse koormustaluvuse hindamiseks töötas välja J.A. Wagar (1964), kes defineeris puhkeala **rekreatiivset koormustaluvust kui (*recreational carrying capacity*)** kasutuskooormuse niisugust taset (*level of use*), mida ala suudab taluda, tagades sealjuures puhkevõimaluste püsiva kvaliteedi.

Wagar (1964) tõi välja järgmised olulised aspektid:

- Koormustaluvus ei ole absoluutne väärtus;
- Koormustaluvus on kooskõla inimeste vajaduste ja väärtuste ning kaitseala kaitsekorralduse eesmärkide vahel;
- Kasutuskooormuse piiramist on võimalik vähendada läbi teiste kaitsekorralduse vahendite: tsonerimine, õiged tehnilised lahendused, bioloogiliste koosluste korraldus.

Cole (2004a) defineerib koormustaluvust kui kaitsealadele ettekirjutuste tegemist – millisel rekreatiivsed võimalused tuleb alal tagada, millised tingimused tuleb säilitada ja kuidas tuleb korraldada rekreatiivne kasutus.

Esimese erinevate kasutustasemetega telkimisalade võrdleva uurimuse viis läbi Sidney S. Frissell (Frissell ja Duncan, 1965). Selles tõestati, et hoolimata sellest, millises kohas ala kasutatakse, on sellele avalduv mõju paratamatu.

1970. aastatel alustasid Neil G. Bayfiel Šotimaal ning Michael Liddle Suurbritannias ja Austraalias tallamise mõju uurimist taimestikule. Ameerika Ühendriikides alustas David N. Cole telkimisest ja matkamisest tulenevate mõjude uurimist (Cole, 2004b). 1980. ja 1990. aastatel suurenes märgatavalt rekreatsiooniökoloogiliste uuringute läbiviimine, oluliselt arenes rekreatsiooniökoloogia rakendamine kaitsealade korraldamisel ning külastatavuse hindamisel (Cole, 2004b).

1980. aastatel viidi Kõrg-Tatras läbi sarnaseid uuringuid tallamise toimest taimestiku mitmekesisusele, taastumisvõimele ning lehestiku karakteristikute muutustele. Metoodika nägi ette 5 x 5 m. (metsa-aladel 15 x 15 m.) suurusega katseplatside rajamise., Katseplatsid valiti vastavalt neljale taimestiku kahjustatuse astmele (I tase kahjustusega 10 –30%, II tase 30 –50%, III 50 –75%, IV 75 –100%). Kontorollaladel oli kahjustatuse aste kuni 10% (Jurko, 1983).

Linda Merigiano (1987), *FS Wilderness Monitoring Committee* liige, on koondanud loodusliku taimestiku olukorra hindamiseks järgmised indikaatorid:

- Taimestiku katteväärtuse vähenemine – põhjuseks tallamine, mis on tihedas seoses külastatavuse tihedusega;
- Taimestiku liigiline koosseis, floristilise erinevuse indeks – põhjuseks tallamine ja valikuline karjatamine, mis suunavad liigilist koosseisu soovimatute, tallamiskindlate liikide suunas. Madala koormustaluvuse korral on erinevate taimeliikide populatsioonid esmasteks telkimisala seisundit näitavateks indikaatoriteks;
- Võõrliikide esinemine – põhjuseks inimtegevus, nt endised majapidamised, istutamised, kariloomad, puhkajad;
- Telkimisala ulatus. Laagriplatsid piiritletakse tallatud ala järgi, külastatavuse suurenedes tallatud alad suurenevad;
- Puude kahjustused – põhjuseks raiumine, naelutamine, lõkkepuudena kasutamine. Oluline on eristada looduslike ja mittelooduslike kahjustajate poolt tekitatud kahjustusi. Aladel, mida asustavad loomad, esineb rohkem puude kahjustusi;
- Võrsete kadumine – põhjuseks tallamine. Külastatavuse suurenedes väheneb oluliselt taimede võrsumine.

- Telkimisalade olukord – hindamisel arvestatakse mitmeid varem mainitud indikaatoreid;
- Lõkkeplatside arv ja suurus – mõlemad näitajad suurenevad külastatavuse kasvades, samuti suureneb lõkkepuudena kasutatava eluspuidu hulk;
- Lõkkepuudu tootmine ja kasutamine – oleneb, kas ümbritsev mets pakub piisavalt põletamiseks sobivat puitu;
- Loomasöödaks sobiva taimestiku olemasolu – kariloomade karjatamine, sõltub aastastest sademetehulgast;
- Taimestiku üldine olukord – kariloomad ja tallamine põhjustavad piirkonna loomuliku taimestiku vähenemise;
- Kariloomade arv – Karjatamise mõju on hooajaline, oluline on erinevate kariloomade põhjustatud mõjude eristamine;
- Rohumaade võsastumine – põhjustab rohumaade pindala vähenemise;
- Tuleohtlikkus – tulekahjude ennetamine, tuleohu kasv;
- Tahtlikud tulekahjud – parasiitide hävitamise ja haiguste ravi eesmärgil;
- Taimestiku koosseisu stabiilsus – varjataluvate liikide osakaalu suurenemine.

1987. aastal ilmus esimene rekreatsiooniökoloogia käsiraamat, mille koormustaluvuse hindamise teoreetiline alus osutus poolikuks, kuna keskenduti vaid mõjudele taimestiku ja pinnase suhtes. Esimene terviklik käsiraamat, mis käsitles lisaks ka rekreatsiooni mõjusid loomariigile, ilmus 1990. aastatel (Cole, 2004b).

Teistest riikidest võib analoogsete uuringute kohta näiteid tuua Soomest. Norra ja Austria taolistes aktiivse loodusturismiga riikides selliseid terviklikke uurimis- või seireprogramme rekreatsiooni keskkonnamõjude ja maastike koormustaluvuse hindamiseks seni pole rakendatud. **Külastajauuringud, külustusviisi- ja külustusmahu seire** on seevastu kõikjal väga populaarsed.

Malmivaara-Lämsä jt. (2008) järgi on Soomes uuritud tallamise mõju erinevatele metsakooslustele ja taimestikule pika-ajaliselt ning põhjalikult. Välja võib tuua 1970. aastatel teostatud Kellomäki, Saastamoineni ja Wuorenrinne uuringud põhjaparasvöötme metsadest ning Tolvaneni uuringud subarktilistest taimekooslustest. Antud uuringutele tuginedes leiti, et uuritud ala taimestiku paljunemisvõime suurenedes suureneb ka taimede tallamiskindlus.

Enamasti on uuringud läbi viidud spetsiaalselt külastajate vastuvõtuks ettevalmistatud puhkealadel. **Kaitsealade kohta** on uuringuid vähe ning nende probleemiasetus on komplitseeritud Seda eelkõige sellepärast, et need alad on ette nähtud eeskätt keskkonna ja looduse kaitseks ning külastajate massiline viibimine on reeglina soovitatav vaid piiranguvööndis või kaitsealasid ümbritsevates puhvertsoonides paiknevates spetsiaalsetes ettevalmistatud kohtades.

Maailmas kasutatavad kasutuskoormust iseloomustavad meetodid, mille abil saab koormust hinnata ja planeerida, on järgmised (Eagles, *et al.*, 2002):

- Indikaatorite limiteeritud arväärtused (LAC – *Limits of Acceptable Change*). Väljatöötatud Ameerika Ühendriikides. Identifitseeritakse sobivad ja aktsepteeritavad puhkevõimaluste tingimused ning tegevused, kuidas neid tingimusi saavutada ja kaitsta. Väljundiks on plaan teatud ala iseloomustavate indikaatorite arväärtustest. Puuduseks võib pidada tulevikule keskendumist ning hetkeprobleemide kõrvale jätmist.



- Külastatavuse mõju jälgimine (VIM – Visitor Impact Management)

Väljatöötatud Ameerika Ühendriikides. Tähelepanu pööratakse mõju hetkeolukorrale, võimalikele kaasnevatele mõjudele ja võimalikele strateegiatele, täpsustatakse mõjude aktsepteeritavaid limiite. Eesmärkidest lähtudes omistatakse teaduslike ja hinnanguliste kaalutluste põhjal igale indikaatorile standard. Vastupidiselt eelmisele meetodile keskendub see vahend eelkõige hetkeolukorra kui võimalike mõjude hindamisele.

- Külastajate kogemuste kaitse (VERP – Visitor Experience and Resource Protection)

Väljatöötatud Ameerika Ühendriikides ning kasutatakse sealsetes rahvusparkides koormustaluvuse hindamiseks puhkevõimaluste ja külastuskogemuste kvaliteedi suhtes. Defineerib sobivad puhketingimused, määrab puhkevõimaluse kasutusmahu koha, aja ja eesmärgi. Puhkevõimaluste analüüs tugineb külastuskogemustele, fookuses on tsoneerimine.

- Külastatavuse aktiivsuse jälgimine (VAMP – Visitor Activity Management Process)

Väljatöötatud Kanadas ning on kasutusel sealsetes rahvusparkides. Eesmärgiks on uute parkide loomine ja olemasolevate arendamine, hariduslike ja rekreatsiooniliste tegevuste soodustamine. Tegurid, mida planeerimisel arvestatakse, on külastatavuse aktiivsus, iseloom, kvantiteet, mitmekesisus, paiknevus, oodatavad kogemused ja kasud, vajalikud vahendid/võimalused külastuskäigu õnnestumiseks, ala rekreatiivne väärtus, tundlikkus ja piiratus, seadusandlus, poliitika, korralduskavad, hetketingimused külastuskäigu läbimiseks, kohapealne teenindus. Väljundiks on põhjalik juhend parkide planeerimiseks ja korraldamiseks.

- Rekreatsioonivõimaluste kogum (ROS – The Recreation Opportunity Spectrum)

Väljatöötatud Ameerika Ühendriikides. Põhjuseks oli rekreatsiooni kasvav nõudlus, suurenev ressursikasutuse konflikt ja seadusandlikud direktiivid, mis nõudsid integreeritud ja laiaulatuslikku lähenemist looduslike ressursside kasutamise planeerimisele. Maakasutus on jagatud kuude klassi, hõlbustamaks füüsikaliste, bioloogiliste, sotsiaalsete ja korralduslike suhete mõistmist. Tuvastatud on seitse indikaatorit: juurdepääs, kaugus, visuaalsed karakteristikud, kohapealne korraldus, külastatavuse korraldus, juhuslikud sotsiaalsed kohtumised, külastatavuse mõjud. Indikaatorid võivad vastavalt ala kaitse-eesmärgile varieeruda. Vahend tagab avalikkusele rekreatsiooniliste võimaluste laia valiku. Rekreatsioonivõimaluste kogumi indikaatorid ja kriteeriumid peavad olema ühiselt vastuvõetavad ja mõistetavad enne otsuste tegemist. Mitmetimõistmine mõjutab järgnevat planeerimisprotsessi.

- Turismi optimeerimise mudel (TOM – Tourism Optimization Model).

Väljatöötatud Austraalias. Rakendatav kõikides loodusturismi piirkondades, peamiselt Austraalias.

Väljatoodud meetodid ei välista teineteist neid võib üheaegselt rakendada külastatavuse korraldamise strateegiate koostamisel, arendamisel, täideviimisel, seire teostamisel ja hindamisel. Ükski neist meetoditest ei ole absoluutne, vaid kohandatav vastava piirkonna oludele (Jenkins ja Pigram, 2006).

Alade rekreatsioonist tingitud koormustaluvuse uuringutega pole Eestis ja mujal Euroopas viimastel aastatel enam põhjalikult tegeldud, kuna keskkonnamõju ei sõltu niivõrd külastajate arvust, kui külastusviisist ja külastajate käitumisest.

Viimasel kuuel aastal on seetõttu keskendunud eeskätt rekreatsiooni keskkonnamõjude hindamisele selleks spetsiaalselt rajatud seirevõrgustikus. Loodusturismiga kaasnevate **keskkonnamõjude hindamisel** on oluliseimaks ja juba paarkümmend aastat peamiselt Põhja-Ameerikas, aga ka Euroopas kasutatavaks ja viidatavaks allikaks **Wilderness Campsite**

**Monitoring Methods: A Sourcebook.** USDA Forest Service General Technical Report INT-259, 1989, mille autor on David N. Cole.

Alade seisundi hindamisel on võimalik kasutada:

1. Ala lihtsustatud üldkirjeldust ning kasutusega kaasnevatele mõjudele hinnangu andmist. Tulemuseks on ilma mõõtmisi teostamata kahjustusastme (kahjustusklassi vms.) hinnangu andmine põgusa visuaalse vaatluse teel. Kasutada võib alade klassifitseerimist näiteks Frisell ja Sidney järgi (Frisell ja Sidney, 1978). Sellega võib kaasna ettepanek kasutusmahu vähendamiseks või teatavate kasutusviiside piiramiseks.
2. Püsiproovitükkide (prooviruutude, transektide jms.) võrgustiku rajamist alale ning nendel kindla indikaatorite/näitajate süsteemi abil vaatluste/mõõtmiste teostamist. Vaatlusi/mõõtmisi on võimalik korrata mingi kindla ajaperioodi (3 – 5 aastat) möödudes ning seejärel saab hinnata alade seisundis toimunud muutusi indikaatorite või nende gruppide kaupa.

Telkimisaladele, puhke- ja lõkkekohtadesse rajatavate proovitükkide soovitatavaks kujuks on kirjanduse andmetel kas ringproovitükid või ruudukujulised proovitükid.

David N. Cole (1982, 1989) on välja töötanud Põhja-Ameerika tingimustele sobiva meetodika alaliste seiretransektide süsteemi rajamiseks. Selle kohaselt rajatakse aladele ala seisundi hindamiseks 16 kiirjalt paiknevat transekti peamiste ilmakaarte suunas (nn. radiaaltransektide meetod), kusjuures need lähtuvad puhkeala enamkasutatavasse keskossa paigutatavast keskpunktist (markeeritud metallvaiaga) ning kulgevad telkimisala servapunktideni. Nii on võimalik kindlaks määrata telkimisala keskel paljandunud maapinna suurust, osakaalu ja ka puude kahjustuste suurenemist või vähenemist telkimisala servaaladel. Sama meetodika järgi soovitatakse luua ka analoogsetes tingimustes kuid ilma rekreatiivse kasutuseta kontrollalad, millede järgi on võimalik telkimisala kahjustusi võrrelda kahjustamata alaga.

Metoodika on sobiv USA tingimustes, kus puhkealade keskel paiknevad külastuskeskused oma olme, toitlustus-, majutus- ja turismiinforajatistega ning mille külastamisega urbaniseerunud linnakodanik sealset puhkeala külastades sageli piirdubki. Külastuse keskkonnamõjud vähenevad külastuskeskusest eemal kiiresti.

Praeguseks on konkreetsed mõõtmis- või uurimisandmed rekreatsiooni keskkonnamõtjude kohta olemas vaid umbes poolte USA kaitsealade kohta, kus loodusturism on levinud (Cole ja Wright, 2004).

Eesti tingimustes on isegi ettevalmistatud telkimisaladel tegemist reeglina puhkajate hajaasustusega suurel territooriumil, suured rajatised enamasti puuduvad ja eelpool mainitud meetodika kasutamine pole seetõttu õigustatud.

## **2.2. Kaitse- ja puhkeala kasutuskooormust iseloomustavad indikaatorid**

Eesti tingimustes kasutamiseks sobilik indikaatorite/näitajate süsteem on väga sarnane A. Tolvaneni (Tolvanen, *et al.*, 2005) poolt Soome tingimustes soovitatuga:

- 1) Kasvavate puude ja põõsaste vigastused ning tervisliku seisundi halvenemine (vigastuste ja kahjustuste iseloom, aste, esinemissagedus);

- 2) Puude loodusliku uuenduse liigilise koosseisu või arvu vähenemine kahjustused ja vigastused (vigastuste ja kahjustuste iseloom, aste, esinemissagedus), puistu uuenemisvõime üldine vähenemine või puuliikide vaheldus (sageli ebasoodsas suunas);
- 3) Metsade prügistamine;
- 4) Omavoliliste lõkketegemiskohtade arv ning esinemissagedus pindalaühikul, metsatulekahjude üldarv ning sagenemine;
- 5) Alustaimestiku, sammalde ja samblike kahjustamine (vigastuste ja kahjustuste iseloom, aste, esinemissagedus), paljastunud pinnase pindala ja osakaal puhkeala üldpindalast;
- 6) Radade laienemine ja sügavamaks muutumine;
- 7) Pinnase erosioon, tihenemine, puujuurtepaljastumine ja vigastamine teedel-radadel, mis põhjustab metsa tervisliku seisundi halvenemist ning juurdekasvu pidurdumist;
- 8) Puujuurte paljastumine ja tallamisega tekitatud mehhaanilised vigastused teedel ja radadel;
- 9) Rekreatiivsete rajatiste ja kaitsepiirete lõhkumine, hoiatavate, suunavate ja informatiivsete siltide ja viitade hävitamine.

Mitmetel aladel, sealhulgas ka Pyhä-Luosto Rahvusparkis (Erkkonen ja Itkonen, 2006) on rajatud seiresüsteemid rekreatsioonist tingitud keskkonnamõtjude hindamiseks ning võrreldakse mõõtmiste käigus saadud indikaatorite arvväärtsi LAC (Limits of Acceptable Change) protsessi käigus ala jaoks kokkulepitud rekreatsioonist tingitud maksimaalsete lubatavate indikaatorite normväärtsustega.

Lubatust suuremate keskkonnamõtjude korral rakendatakse piiranguid külastajate arvule ja külastusviisile.

### **2.3. Ülevaade uuringutest Eestis**

Eestis on esimesteks rekreatsiooniga kaasnevate mõjude uuringuteks Elle Roosaluuste tööd tallamise mõjust sootaimestikule, milles jälgiti esmakordselt mitmeaastast tallamise mõju. Enamus sarnastest uuringutest olid tehtud tiheda külastatavusega metsades ja parkides. Seoses matka- ja õpperadade loomisega soo-aladele suurenes ka loodusturistide hulk ning kasvas vajadus soode, kui madala uuenemisvõimega koosluste, koormustaluvuse hindamiseks ja kaitsmiseks, et reguleerida soode külastamist ja töötada välja vastavaid abinõusid.

Aastatel 1977 –1985 teostati välitööd Pärnumaal Nigula looduskaitsealal, Saaremaal Viidumäe looduskaitsealal ja väikesel katsealal Sõrve poolsaarel. Tallamisega kaasnevat mõju hinnati kolme indikaatoriga: muutused liigilises koosseisus, taimestiku katteväärtsuses, biomassis. Kokku jälgiti 1606 katselapikest. Välitööd viidi läbi soome teadlase S. Kellomäki meetoodika alusel (Roosaluste, 1988).

1978. aasta suvel moodustati Nigula LKA soo erinevates osades 3 katseväljakut, igal väljakul olid 10 m pikkused ja 0,5 m laiused rajakesed (iga variant koostati neljas korduses) (Roosaluste, 1981). Esimesele katseväljakule rajati ümber soojärvede 8 transekti, igal transektil paiknes 3 katselappi suurusega 1 x 1 m. Teisele katseväljakule soo lääneosas rajati

12 transekti. Kolmas katseala asus vanal taliteel, mis ise oligi transektiks. Igal katseväljakul registreeriti liigiline koosseis (Roosaluste, 1988).

Igale katseväljakule vastandati kontrollala. Katseväljakuid külastati 10 päeva jooksul 4, 8, 16 ja 32 korda päevas. Eksperimendi alguses eraldati igal väljakul kaks katseala suurusega 0,5 x 0,5 m, millel määrati liigiline koosseis ja katteväärtus. Nädal pärast eksperimendi lõppu määrati näitajad uuesti. Seejärel mõõdeti igal alal taimestiku biomass. Analoogsed proovid tehti ka looduslikelt kontrollaladelt. 1979. aastal teostati korduskatsed. Saadud tulemused kinnitasid varasemaid tulemusi. Kõige nõrgemat taastumist märgati kõige niiskemates kohtades (Roosaluste, 1981).

1980 –1981. aastal uuriti Viidumäel tallamise mõju metsateedele. Mõju selgitamiseks rajati 32 minitransekti. Igal transektil asus 5 katseala mõõtmetega 1 x 1 m, kus määrati liigiline koosseis ja katteväärtus. Radade olukorda hinnati 5-palli süsteemis ja mõõdeti ka radade sügavust (Roosaluste, 1988).

Roosaluste uuringud näitasid, et niiskemas alad taastuvad halvemini ja on tallamise suhtes kõige tundlikumad. Taimede tallamiskindlust mõjutab ka ilmastik. Taastumine pärast esimest aastat on nõrk, teise aasta möödudes taastumise määr küll kasvab, kuid katse-eelset taimestiku katvust ala ei saavuta. Tulemuseks saadi, et soo kuivemas osas on soovituslik tallamiskoormus kuni 50 külastust vegetatsiooniperioodi jooksul. Madalas osas on lubatud 40 külastust vegetatsiooniperioodi jooksul (Roosaluste, 1988).

Loodusturismi mõju keskkonna, sh. metsade seisundile ning alade koormustaluvust uuriti Eesti Metsainstituudis 1980-tel ja 1990-te aastatel, kuid kahjuks ei rajatud sel perioodil alalist seireõrgustikku, kus oleks hilisematel aastatel uuringuid saanud sama metoodika alusel korrata.

Eesti Metsainstituudi andmetel (Eesti Metsainstituudi..., 1986) on Eesti metsakasvukohatüüpide tallamiskindlus vägagi erinev. Kõige tallamiskindlamad on kastikuloo, sinilille ja mustika kasvukohatüübi puistud. Kõige tundlikumad on aga lodukuusikud ning samblikumännikud. Kasvukohatüüpide tallamiskindluse ülevaade on esitatud tabelis 1.

Loodusturism on Eestis nagu ka kogu Põhja-Euroopas viimastel aastakümnetel muutumas üha populaarsemaks. Paratamatult kaasnevad maastike rekreatiivse kasutamisega ebasoovitavad keskkonnamõjud.

**Tabel 1. Erinevate kasvukohatüüpide tallamiskindlus (Eesti Metsainstituudi..., 1986)**

<b>Tallamiskindluse aste</b>	<b>Kasvukohatüüp</b>	<b>Külastajate arv</b>
<b>Tallamiskindlad</b>	Kastikulootammik	30 in/ha
	Kastikulookaasik	25 in/ha
	Kastikuloomännik	22 in/ha
	Sinilillekaasik	22 in/ha
	Sinilillemännik	21 in/ha
	Mustikakaasik	21 in/ha
	Mustikamännik	20 in/ha
	Sinikamännik	18 in/ha
<b>Suhteliselt tallamiskindlad</b>	Leesikalookaasik	15 in/ha
	Kastikulookuusik	14 in/ha
	Leesikaloomännik	12 in/ha
	Osjakaasik	12 in/ha
	Tarnakaasik	12 in/ha
	Sinilillekuusik	11 in/ha
<b>Tallamisõrnad</b>	Naadikuusik	2 in/ha
	Sõnajalakuusik	2 in/ha
	Lodukaasik	2 in/ha
	Lodusanglepik	2 in/ha
	Madalookuusik	2 in/ha
	Kõdusookuusik	2 in/ha
	Rabamännik	2 in/ha
	Lodukuusik	1 in/ha
	Samblikumännik	1 in/ha

Eesti metsamaastike rekreatiivse kasutamisega kaasnevaid keskkonnamõjusid on hinnatud Keskkonnaministeeriumi Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskuse poolt koostöös RMK-ga 2002 ja 2006 aastatel Taevaskojas ja Kiidjärvel, 2003 ja 2007 Peipsi põhjarannikul, Nõva ja Kabli piirkonnas, 2004 Aegviidus ja Tallinna lähiümbruses, 2005 Kagu-Eestis, sh. kordusuuring Taevaskojas, 2006 Saare- ja Hiiumaal ning 2007 aastal kordusuuring Peipsi põhjarannikul, Nõva ja Kabli piirkonnas. Nimetatud uuringute läbiviimine on RMK põhimääruslikuks sätestatud ülesandeks. Uuringud on läbi viidud valdavalt riigimetsamaadel paiknevates tulundusmetsades rajatud puhkealadel, kuhu on koondunud ka suurim külastajaskond (2007 aastal 820000 külastajat).

2003. aastal koostasid Tiit Leito ja Karin Poola ülevaate „Turismi mõjust Kõpu poolsaare rannikukooslustele”. Kaardistamise meetodika hõlmas järgmisi keskkonnaaspektide hindamist: lõkkeasemed (kolm erinevat kategooriat kasutamise intensiivsuse alusel); taimekoosluste kahjustused (määrati taimestikku kahjustuste protsent visuaalsel meetodil); registreeriti pinnasekahjustused (paralleelselt rannaga kulgevate autosõiduradade arv ja paiknemine); autodega läbitavad teed; visuaalne reostus (inimese poolt püstitatud kivihunnikud, palkidest konstruktsioonid, autojäljed liival või klibul); militaarne reostus (okas- ja liinitraadid); ratsahobuste mõju (rajad rannikuvööndis). Eelpool nimetatud aspektide kirjeldamisel kasutati Eesti põhikaarti mõõtkavaga 1:20 000.

Samal aastal valmis ka Tiit Leito koosatud Kõpu poolsaart hõlmav loodusturismi kontseptsioon ja selle ruumiline planeerimine, milles on märgitud ka erinevate

külustusviisidega seonduvad tallamiskoormused. Selle järgi omavad nii ratsutamine kui ka mägijalgratastega sõitmine tähtsust juba madala külastuste sageduse korral. Rattasõit omab tähtsust mõõduka külastatavuse sageduse juures (kuni 100 külastuskorda nädalas). Jalutamine, tervisejooks ja looduse vaatlemine omavad tähtsust kõrge külastuskordade arvu juures (100 või enam külastuskorda nädalas). Pikniku pidamise ja telkimise mõju on tugev mingite objektide ja rajatiste lähiümbruses.

Tallamiskindlad (15–30 in/ha) on sinika- ja mustikamännikud, sinilillemännikud ja –kuusikud. Keskmise vastupidavusega (6–10 in/ha) on mustikakuusikud, kanarbikumännikud, leesikalookuusikud jt. Suhteliselt tallamisõrnad (5 in/ha) on pohlamännikud, pohlakuusikud, madalsoometsad, jänesekapsakuusikud. Tallamisõrnade (1–3 in/ha) hulka kuuluvad sõnajalakuusikud, lodulepikud, naadikuusikud, rabamännikud, samblikumännikud. Muldadest on kõige tundlikumad liivmullad, eriti nõlvadel paiknevad alad. Seal tuleb hoiduda ratsutamisest, mägijalgratastega sõitmisest ning vastavate võistluste korraldamisest (Leito, 2003).

### **3. Metoodika alused kaitsealade rekreatiivse koormustaluvuse ja rekreatiivse kasutamise seotud mõjude hindamiseks**

Looduskaitse seisukohast vajavad väärtuslikud, haruldased või hävimisohus olevad kooslused või üksikobjektid kaitset mistõttu peab külastajate ligipääs niisugustele aladele, reeglina reservaadid ja kaitsealade sihtkaitsevööndid, olema piiratud või koguni keelatud.

Erinevate külastusviiside keskkonnamõju on erinev. Erineva külastuskoormuse (mida mõõdetakse külastuste arvu, külastuste kestuse ja külastajate paiknemise/jaotuse alusel) keskkonnamõju on erinev.

Erinevate maastike koormustaluvus on erinev. Erinevatest ökosüsteemidest on meie tingimustes rannikualade liivmuldadel paiknevad nõmme- ja palumetsad külastajatele armastatuimaks puhkepaigaks. Samas on liivmullad, eriti luidetel ning ürgorgude nõlvadel, erosiooni suhtes kõige tundlikumad.

Loodusturismiga kaasnevad peamised negatiivsed keskkonnamõjud on Eestis kaitsealadel järgmised:

- 1) Haruldaste linnu- ja loomaliikide häirimine, nende pesitsus- ja varjetingimuste halvenemise põhjustamine;
- 2) Puude ja põõsaste vigastamine ning seisundi halvenemise põhjustamine;
- 3) Puude loodusliku uuenduse tallamine ja vigastamine metsas, puistu uuenemisvõime vähenemise või puuliikide ebasoodsas suunas vaheldumise põhjustamine;
- 4) Puude juurte vigastamine teedel ja radadel;
- 5) Alustaimestiku tallamine ja kahjustamine;
- 6) Prügistamine;
- 7) Metsa- ja rabatulekahjude sagenemine;
- 8) Omavoliliste radade ja lõkkeplatside rajamine.

Olulisemaid negatiivseid keskkonnamõjusid arvestades koostati metoodika kaitsealade koormustaluvuse hindamiseks (tuginedes eelkõige inimõju jälgedele). Koostatud metoodika baasil viidi läbi Elva piirkonna kaitsealadel (Elva-Vitipalu maastikukaitseala, Vapramäe maastikukaitseala, Vellavere kaitsealused üksikobjektid ja Keeri-Karijärve looduskaitseala) koormustaluvuse uuring. Rekreatsiooni erinevaid mõjusid ja kaitsealade omapära arvestades lülitati metoodikasse indikaatorite/näitajate süsteem erinevate inimõju tegurite fikseerimiseks ja hindamiseks. Valitud indikaatorid sobivad hästi eeskätt metsade seisundi ja nende seisundis toimuvate muutuste kirjeldamiseks. Teiste ökosüsteemide hindamisel võib tekkida vajadus indikaatoreid lisada.

Metoodika käsitleb indikaatorite rühmi ja nende fikseerimist:

1. Kasvavate puude ja põõsaste vigastatus;
2. Puude loodusliku uuenduse tallatus ja vigastatus;
3. Alustaimestiku tallatus;
4. Pinnase tihendamise, vee- ja tuuleerosiooni hinnang;
5. Prügistatus;
6. Omavoliliste radade ja lõkkeplatside registreerimine.

Rekreatsioonist tingitud keskkonnamõju hindamise meetodika arendamisel ja testimisel keskenduti kaitseala piirkondadele, kus külastajad on oodatud, ning on tehtud spetsiaalseid ettevalmistusi külastajate vastuvõtuks, teavitamiseks ja suunamiseks:

1. Alad, kus külastajad viibivad kohapeal pikemat aega – telkimisalad, puhke- ja lõkkekohad;
2. Alad, mida puhkajad läbivad matkates (jalgsi, jalgratastel, ratsutades vms) – matka- ja õpperajad.

Sellest lähtudes töötati välja kaks eraldi meetodikat: üks telkimisalade, puhke- ja lõkkekohtade mõõtmiseks ja hindamiseks ning teine õppe- ja matkaradade seisundi mõõtmiseks ja hindamiseks.



## **4. Telkimisalade, puhke- ja lõkkekohtade seisundi ning rekreatsiooniga kaasnevate mõjude hindamise metoodika**

### **4.1. Uuringute aeg**

Telkimisalade, puhke- ja lõkkekohtade seisundi ning rekreatsiooniga kaasneva inimõju hindamiseks on üldiselt sobivaim aeg hilissuvi ja varasügis, sõltuvalt alast alates 20. augustist kuni oktoobri lõpuni. Varem pole uuringuid mõtet läbi viia, kuna alade aktiivne rekreatiivne kasutamine kestab ja sellega kaasnevad keskkonnamõjud pole veel täielikult avaldunud. Samuti kestab augusti keskpaigani puhkuste kõrghooaeg, mil nii inventeerijad segavad puhkajaid kui ka vastupidi. Varakevadel on tallatud alade alustaimestik aga reeglina taastunud, mistõttu hilissuvel ja varakevadel saadud andmed, näiteks alade taimkatte liigilise koosseisu ja katteväärtuse kohta, on oluliselt erinevad ning hiljem pikemate aegridade kasutamise korral mitte omavahel võrreldavad.

### **4.2. Linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimise hindamine nende elupaikades**

Ettevalmistatud telkimisaladel, puhke- ja lõkkekohtades ning nende lähiümbruses pole eeldatav haruldaste või hävimisohus olevate linnu- ja loomaliikide pesitsemine, rändeagne kogunemine jm ilmingud.

Looduskaitseeaduse (RT I 2004, 38, 258, täiend RT I 2008, 34, 211) § 30. Sihtkaitsevöönd kohaselt on nimetatud vööndis keelatud inimeste viibimine kaitsealuste liikide elupaigas, kasvukohas ja rändlindude koondumispaigas.

Looduskaitseeaduse (RT I 2004, 38, 258, täiend RT I 2008, 34, 211) § 48. Liikide soodsa seisundi tagamine.

(1) I kaitsekategooria liikide kõikide teadaolevate elupaikade või kasvukohtade kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega.

(2) II kaitsekategooria liikide vähemalt 50 protsendi teadaolevate ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikade või kasvukohtade kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest.

(3) III kaitsekategooria liikide vähemalt 10 protsendi teadaolevate ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikade või kasvukohtade kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest.

Seega peaks olema tagatud, et ettevalmistatud õppe- ja matkaradadel ei esine linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimist nende elupaikades, pesitsus ja kogunemispaikades.

Siiski tuleb ka nende alade rekreatsiooniga kaasnevate mõjude hindamisel kontrollida Looduskaitseeaduses nimetatud liikide esinemist õppe- ja matkaradade lähiümbruses ning uurida rekreatsioonist tingitud mõjude esinemist ning ulatust, mis võib olla väga liigispetsiifiline ja sesoonselt erinev (pesitsusperioodi hinnang tuleks lindude puhul teha perioodil aprill – juuni, rändeagegsete kogunemiste hinnang reeglina aprillis – mais ja/või septembris – oktoobris). Linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimise hindamine eeldab omaette

metoodikat, mis arvestab paiga eripära. Eestis on võimalik linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimise hindamine kaitsealadel, kus on olemas pikad linnustiku vaatlusread (näiteks Nigula looduskaitseala). Antud metoodikas linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimise hindamist ei käsitleta.

### **4.3. Välitööde ettevalmistamine**

Välitööde ettevalmistamise alla tuleb lugeda kõikvõimaliku kaitseala kohta käiva, nii digitaalse kui tardkujul oleva taustinformatsiooni koondamist ja välitöö tarbeks andmete kogumist ja töötlemist. Vajalike plaanimaterjalide ja kaardimaterjalide (põhikaart, ortofotod, jne) koondamine ja välitööde kaartide väljatrükk.

Kaitseala puututavate taustaandmete loend:

- Põhikaart vektor
- Põhikaart raster
- Katastrikaart („Lehmanahk“)
- Ortofotod
- Orienteerumiskaardid

### **4.4. Telkimisalade, puhke- ja lõkkekohtade koormustaluvuse hindamine**

#### 4.4.1 Telkimisaladele, puhke- ja lõkkekohtadesse rajatavad transektid

Telkimisaladel, puhkekohtades hinnatakse järgmisi parameetreid:

- Taimestiku ja pinnase kahjustatus
- Puude kahjustuste
- Omavolilised lõkkekohad
- Omavolilised teerajad
- Prahistatus

Kõige paremaid tulemusi koormustaluvuse hindamise suhtes annavad teatud kindla ajavahemiku tagant sama metoodika järgi tehtud mõõtmised täpselt samast kohast. See tagab mõõtmistel kogutud andmete omavahelise võrdlemise.

Väiksemate ja ühtlase kahjustusastmega alade puhul võib piirduda üldise olukorra kirjeldamise ja hindamisega. Suurematel aladel kasutatakse koormustaluvuse hindamiseks mõõtmistulemuste analüüsi, mis põhineb transektmeetodil teostatud uuringutel.

Metoodika kohaselt paigaldatakse puhke- ja telkimisaladele neid sirgelt läbivad seiretransektid, mille otspunktidelt ja pikematel transektidelt ka vahepunktidelt pannakse kirja GPS koordinaadid transektide andmete hilisemaks sisestamiseks GIS andmebaasi.

Mõõtmise algul märgitakse maha pikitelg/baasjoon, mis tööde teostamise ajaks tähistatakse markeerimisnööri. Soovitav on määrata pikitelje kulgemise asimuut. Pikitelje algus- ja

lõpp-punkt paigaldatakse rekreatiivsete mõjutuste või kahjustustega ala servadele ja määratakse nende koordinaadid. Seiretransektid paiknevad risti ala pikima teljega, saavad sellest alguse ja lõpevad kahjustuste mõju piiril. Seiretransektide soovitatavaks tüüpvahekauguseks on väiksematel aladel 15 m ja kogupindalaks kuni 2 ha ning 30 m suurematel aladel kogupindalaga üle 2 ha. Seiretransektid pannakse paika mõõdulindi ja kompassi abil. Seiretransektidel teostatakse mõõtmisi ruutmeetristel prooviruutudel, kus hinnatakse taimestikku ja pinnase kahjutusi. Puude kahjustusi, omaalgatuslike lõkkekohade olemasolu ja prahistamist hinnatakse seiretransektist mõlemale poole 5 m ulatuses.

Transekti pildistatakse pikitelje/baasjoone keskkohast: pikitelje/baasjoone ees- ja tagasivaade. Samuti pildistatakse suurima inimõjuga alad ning fikseeritakse nende asukoht GPS abil või fikseeritakse pildistamiskoht ja suund kaardil.

#### 4.4.2. Taimestiku ja pinnase kahjustuste hindamine telkimisaladel, puhke- ja lõkkekohades

Pinnase ja taimestiku seisundi ja kahjustuste hindamiseks kasutatakse spetsiaalselt selleks tööks valmistatud raami sisemiste mõõtmetega 1x1 meeter. Raami sisemine osa on jaotatud pingutatud nõõride abil 25 ruuduks suurusega 0,04 m<sup>2</sup>. Taimestiku ja pinnase kahjustuste hindamiseks paigutatakse raam kohe transekti algusesse ja edaspidi määratakse pinnase kahjustusaste transekti keskjoone kõrvale paigutatud raami abil 5 (alad suurusega kuni 1 ha) kuni 10 meetri tagant (alad suurusega üle 1 ha), olenevalt uuritava ala suurusest ja kahjustuse varieeruvusest. Raami võib paigutada transekti keskjoonest vabal valikul kas vasakule või paremale. Oluline on, et valitud pool oleks läbiv kogu hindamise käigus, ning et see oleks lõplikus aruandes märgitud. Kahjustuse hindamisel määratakse igale raami 25 ruudust pindalaga 0,04 m<sup>2</sup> kahjustusaste, mis kõige paremini iseloomustab vastavat ruutu tervikuna.

#### Taimestiku ja pinnase kahjustatuste hindamisel metsamaale jääval territooriumil kasutatavad kahjustusastmed on järgmised:

1. Ala, kus ei esine rekreatiivse kasutuse tagajärgi;
2. Ala, kus taimkate esineb, kuid ümbritseva alaga võrreldes on vähenenud selle katteväärtus ning muutunud liigiline koosseis. Esineb vigastatud taimi. Madalam on ka taimkatte kõrgus. Maapinda katab varis, lehed, okkad, oksakesed ja kooretükid;
3. Ala, kus taimkate on minimaalne (üksikud taimed). Esineb otsene taimestiku kahjustus, olemasolevad üksikud taimed on painutatud ja murtud, samblakiht on ümber pööratud jne. Maapinda katab varis, lehed, okkad, oksakesed ja kooretükid. Metsakõdu kiht on olemas;
4. Ala, kus taimkate puudub täielikult. Maapinda kattev metsakõdukiht on oluliselt õhnenud, esineb osaliselt või puudub täielikult. Mulla mineraalpinda katab varis;
5. Ala, kus taimkate ja metsakõdu puuduvad. Varist esineb minimaalselt. Mineraalpinnas on paljandunud, võib olla tihenenud, kuid ei ole veel kaotanud oma esialgset struktuuri;
6. Ala, kus taimkate, varis ja metsakõdu puuduvad täielikult. Mineraalpinnas on paljandunud, kaotanud oma esialgse struktuuri ja erodeerunud.

Prooviruutudel määratakse iga ruudukese kohta kahjustusaste, mis registreeritakse vastaval välitöövormil. Andmed sisestatakse arvutisse ning nende alusel saab arvutada kahjustusastmete esinemissagedust ja osakaalu transektidel protsentides.

Igas vaatlusruudus registreeritakse lisaks kahjustusastmele ka taimkatte liigiline koosseis ja üldine katteväärtus.

Riigimetsa tulundusmetsades paiknevate puhkealade majandamisel on püstitatud eesmärgiks hoida radade ning telkimisalade pinnase ja alustaimestiku kahjustusaste 1, 2 või 3 piirides. Suurema kahjustusastme korral on vajalik piirata küllastajate arvu või reguleerida kasutusviise. Seetõttu on vajalik välja selgitada alad, mille kahjustusaste on suurem kui 3 (mitteaktsepteeritav kahjustus). Kaitsealadel võib rekreatsioonist tingitud keskkonnamõjude hinnang olla hoopis teistsugune. Sageli pole lubatav isegi taimestiku elujõulisuse, liigilise koosseisu muutus või katteväärtuse vähenemine, mis esineb juba kahjustusastme 2 korral.



**Joonis 1.** Prooviruut seiretransektil



**Joonis 2.** Raam mõõtmetega 1x1 m. Kahjustusaste 2 kogu raami piires





**Joonis 3.** Kahjustusaste 4 kogu raami piires



**Joonis 4.** Kahjustusaste 6 kogu raami piires

### **Puude kahjustuste hindamine telkimisaladel, puhke- ja lõkkekohtades**

Metsamaastikus paiknevate puhkealade rekreatiivse kasutuskoormusega kaasnevaid metsakahjustusi ning kasvavate puude vigastusi hinnatakse samuti transektmeetodil. Puude kahjustusi hinnatakse mõlemalt poolt transekti keskjoont 5 meetri laiusel ribal (kokku on uuritava riba laius 10 m).

Eesti kaitsealadel on oluline puistute looduslik uuenemine ning loodusliku uuenduse puude seisund, seega hinnatakse vaatluspuude hulka ka madalamad loodusliku uuenduse puutaimed kõrgusega alates 20 cm.

Kahjustusi hinnatakse ka alusmetsa moodustavatel põõsaliikidel (nt türnpuu, paakspuu, pihlakas, kadakas jt.).

Kahjustatud puudel hinnatakse järgmised tunnused:

- Puuliik;
- Puu sotsiaalne klass (rindelise kuuluvus);
- Puu kahjustajad (kahjustuse põhjused ja tunnused);
- Puude kahjustusaste.

Puude rindelise jaotamise aluseks on Metsa korraldamise juhendis (Metsa korraldamise ..., 1999) toodud klassifikatsioon:

Rinnetena eristatakse:

- 1) Esimene rinne on puistu põhiringe, millel on suurim kõrgus ja tagavara ning mille täius laticalistes ja vanemates puistutes on vähemalt 30%. Noorendiku korral peavad olema täidetud metsa uuenenuks lugemise tingimused;
- 2) Teine rinne on rinne, mille keskmine kõrgus on vahemikus 25–75% esimese rinde keskmisest kõrgusest, kusjuures II rinde keskmine kõrgus on vähemalt 4 m ja täius vähemalt 10%. Noorendikes teist rinnet ei kirjeldata;
- 3) Järelkasvu rinne (järelkasv) on rinne, millest võib loota tulevikupuude kasvu. Järelkasvu rinde keskmine kõrgus on kuni 4 m, üle 4 m kõrgune rinne võib olla järelkasv, kui selle keskmine kõrgus on alla 25% esimese rinde kõrgusest (Metsa korraldamise juhend, Keskkonnaministri 14.detsembri 2006. a määrus nr 77).

Kaitsealade metsade uuenemine on ülioluline, seetõttu on soovitatav kasutada veel täiendavat indikaatorit – looduslik uuendus 0,2 kuni 1,0 m kõrguste noorte puittaimede olemi ja seisundi kirjeldamiseks.

Puude rindelise jaotumuse kirjeldamiseks soovitatakse kasutada järgmisi klassifikaatoreid:

- Esimene rinne – põhiringe, puistu suurima kõrgusega puud, täiusega vähemalt 30%;
- Teine rinne – puud, mille kõrgus on vahemikus 25 – 75% esimese rinde puude kõrgusest, mis on vähemalt 4 meetri kõrgused ja täiusega vähemalt 10%;
- Järelkasv – puud, mille kõrgus on 1 kuni 4 meetrit;
- Looduslik uuendus – puud kõrgusega 0,2 kuni 1 meeter.

Puude kahjustajate hindamiseks ja kirjeldamiseks soovitatakse kasutada Metsa korraldamise juhendis (Keskkonnaministri 14. detsembri 2006. a määrus nr 77) fikseeritud klassifikaatoreid (abiootilisi ja biootilisi kahjustajaid) ning vastavalt rekreatsioonist põhjustatud spetsiifilistele inimtekkelistele kahjustustele lisada indikaatorid rekreatiivsete spetsiifiliste kahjustuste kirjeldamiseks juurde esialgsele Metsakorralduse juhendi alusel koostatud nimekirjale.

Kasutatavatest indikaatoritest, lühenditest ja välitöölehtedest annavad ülevaate tabelid 2, 3, 4 ja 5.

**Tabel 2.** Puude liigi ja sotsiaalse klassi kirjeldamiseks kasutatavad indikaatorid

<b>Puuliik</b>	<b>Puu sotsiaalne klass</b>
MÄ – mänd	1 – esimene rinne
KU – kuusk	2 – teine rinne
KS – kask	3 – järelkasv
TA – tamm	4 – looduslik uuendus
SA – saar	5 – alusmets
LM – sanglepp	
LV – hall lepp	
HB – haab	
Sa – sarapuu	
PÄ – pärn	
RE – remmelgas	
Muu liik (kirjutatakse täisnimega)	

**Tabel 3.** Puude seisundi (mida iseloomustab kahjustusaste) ja kahjustuspõhjuste hindamiseks kasutatavad indikaatorid. Tabelis on kahjustuse põhjuste tulbas antropogeensetel kahjustustel tekst värvitud punaseks, abiootilistel siniseks ning biootilistel roheliseks

<b>Kahjustuse põhjused</b>	<b>Kahjustusaste</b>
1 – tulekahju	1 – terved puud
3 – torm (tuulemurd või heide)	2 – kahjustatud puud
4 – lumi (lumemurd või vaalimine)	3 – pöördumatult kahjustatud puud
20 – valguse puudus (konkurents)	4 – hukkunud (surnud) puud
5 – juuremädanik (juurepess)	5 – tüügas, känd
6 – tüvekahjurid (kooreüraskid, pihklased)	
7 – okkakahjurid	
8 – lehekahjurid	
9 – ulukid (pöder, metskits, hirv)	
10 – mehhaaniline vigastus tüvel	
11 – mehhaaniline vigastus juurel (juurtel)	
12 – mehhaaniline vigastus (ladva murd)	
13 – mehhaaniline vigastus (okste murd)	
14 – mehhaaniline vigastus (nime kraapimine või kirjutamine)	
15 – okaspuu võrsevähk	
16 – männi koorepõletik	
17 – männitaelik	
18 – must pässik	
21 – kuuse- pudetõbi	
22 – haavataelik	
23 – männi- pudetõbi	
25 – külmaseen	
26 – tamme lehe jahukaste	
Muud (kirjeldada)	

Ladva murru korral loetakse esimese ning teise rinde puudel see antropogeenseks kahjutuseks juhul, kui kahjustus esineb madalamal kui neli meetrit ning kahjustusele ei leita mõnda muud selgitust (lumemurd vms).

Kõik kahjustatud (kahjustusaste 2 kuni 4) puud jaotatakse kahjustusastmetesse visuaalse vaatluse käigus, kasutades selleks Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskuses väljatöötatud ja Metsakaitse eeskirjas (1999) esitatud metsakaitselise ekspertiisi meetodikat.

Puud jaotatakse viide kahjustusastmesse vastavalt kahjustuse olulisusele puu tegelikule tervislikule seisundile:

1. Terved puud (puud, millel visuaalsel vaatlusel ei ilmnenud kahjustusi);
2. Kahjustatud puud (puud, millistel esinevad kahjustused ei vii puud hukkamisele (koorevigastused, millised ulatuvad männil ja lehtpuudel kuni 30 protsendini ja kuusel kuni 10 protsendini puu tüve ümbermõõdust), puud, millistel on kahjustatud või hukkunud kuni pool puude võrast);
3. Pöördumatult kahjustatud puud (elujõuetuseni viidud) puud, millel on koorevigastus enam kui 30 protsenti puu tüve ümbermõõdust, kuusel enam kui 10 protsenti tüve ümbermõõdust või on kahjustatud või hävinenud üle poole puu võrast);
4. Surnud puud (hukkunud, jalal kuivanud puud);
5. Känd või tüügas (maha lõigatud või murdunud puud).

Tulekahju poolt tekitatud kahjustuste ulatus on soovitatav registreerida juurekaelalt protsendina, mis iseloomustab kahjustatud ala osakaalu puu ümbermõõdust.

Mehhaanilise tüvevigastuse (klassifikaator 10) korral on soovitatav määrata ka kahjustatud tüveosa suurus protsentuaalselt puu ümbermõõdust haavandi/vigastuse kohal või märkida kahjustuse suurus ruutsentimeetrites.

Ladva murru (klassifikaator 12) korral on määravaks ladva murdmise kõrgus:

- 1 – Viimase aasta ladva juurdekasv murtud;
- 2 – Rohkem kui viimase aasta ladva juurdekasv murtud (on veel olemas potentsiaalne võimalus uue ladva kasvuks);
- 3 – Puu täielikult maha saetud.

**Tabel 4.** Kahjustatud puude hindamise välitöölehe näidis

Puuliik	Transekt	Klass	Kahjustaja	Kahj.aste	K suurus	K vanus	Märkused
MA	1	I	10	2	3 korda 5*5 cm		koorekahjustus
MA	2	I	10	2	50*60 cm		1,5 m tüves nael, vaigune koorekahjustus
Pihlakas	3	III	12	2		1 aasta	eelmise aasta ladvamurd
MA	4	I	10	2	10*10 cm; 20 cm		1,5 m ja 1,7m noahaav
MA	4	I	10	2	20*30 ja 30*50		noahaav
KU	4	I	10	2	10*30		0,2 m peal



### **Omavoliliste lõkketegemiskohtade arvu ning esinemissageduse hindamine**

Omavoliliste lõkkekohtade, samuti kohtade, kus on omavoliliselt grillitud ja maha jäetud grillsöehunnikud, esinemist hinnatakse väiksemate alade puhul (pindalaga alla 0,5 ha) kogu telkimisala, puhke- või lõkkekoha piires. Suuremate alade puhul (pindalaga üle 0,5 ha) hinnatakse omavoliliste lõkkekohtade, samuti kohtade, kus on omavoliliselt grillitud ja maha jäetud grillsöehunnikud, esinemist transekti keskjoonest mõlemalt poolt 5 m laiuselt alalt, kokku seega 10 m laiuselt ribalt.

### **Prahi hulga hindamine telkimisaladel, puhke- ja lõkkekohtades**

Töös hinnatakse prügi materjalist tulenevalt eraldi plastikust, metallist, kilest ja klaasist esemete arv. Väikeseid pabereid ja puitsemeid (ökoloogiliselt lagunevat prahti) prahi hulka ei loeta. Samuti ei loeta prahi hulka pudelikorke, nõöpe, suitsukonisid, tikke ja muid väga väikeseid (suurim mõõde alla 2 cm) esemeid.

Prügi hinnatakse väiksemate alade puhul (pindalaga alla 0,5 ha) kogu telkimisala, puhke- või lõkkekoha piires. Suuremate alade puhul (pindalaga üle 0,5 ha) hinnatakse prügi transekti keskjoonest mõlemalt poolt 5 m laiuselt alalt, kokku seega 10 m laiuselt ribalt.

Alade võrdlemiseks arvutatakse prahi hulk hektari metsamaa kohta (esemeid tk/ha kohta).

**Tabel 5.** Puhkealade kasutuskoormusega kaasnevate maapinnakahjustuste hindamise välitöölehe näide

**Puhkealade kasutuskoormusega kaasnevate maapinnakahjustuste hindamine kaitsealal**

Puhkeala:			Kuupäev:	
Objekt:			Vaatlejad:	
Märkused:				

Transekt nr	Prooviruudu nr	Kahjustuse aste						Kokku	Taimed	Järeikasv	Lood.uuendus (alla 1m)	Alusmets	Märkused
		1	2	3	4	5	6						
1	1							0					
1	2							0					
1	3							0					
1	4							0					
1	5							0					
1	6							0					
1	7							0					
1	8							0					
1	9							0					
1	10							0					
<b>1</b>	<b>Kokku</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>					
2	1							0					
2	2							0					
2	3							0					
2	4							0					
2	5							0					
2	6							0					
2	7							0					
2	8							0					
2	9							0					
2	10							0					
<b>2</b>	<b>Kokku</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>					

## **5. Õppe- ja matkaradade seisundi ning rekreatsiooniga kaasnevate mõjude hindamise metoodika**

### **5.1. Uuringute aeg**

Õppe- ja matkaradade seisundi ning rekreatsiooniga kaasnevate mõjude hindamiseks on sobivaim aeg hilissuvi ja varasügis, sõltuvalt alast alates 20. augustist kuni oktoobri lõpuni (linnustiku uurimise sobiv aeg on toodud töö järgnevas lõigus). Varem ei ole uuringuid mõtet läbi viia, kuna alade aktiivne rekreatiivne kasutamine kestab ja sellega kaasnevad mõjud looduskeskkonnale pole veel täielikult avaldunud.

### **5.2. Linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimise hindamine nende elupaikades**

Linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimise hindamine nende elupaikades toimub sarnaselt telkimisalade, puhke- ja lõkkekohtadega.

Ettevalmistatud õppe- ja matkaradade lähiümbruses pole eeldatav haruldaste või hävimisohus olevate linnu- ja loomaliikide pesitsemine, rändeagegne kogunemine jm. ilmingud.

Looduskaitseseaduse (RT I 2004, 38, 258, täiend RT I 2008, 34, 211) § 48. Liikide soodsa seisundi tagamine.

- (1) I kaitsekategooria liikide kõikide teadaolevate elupaikade või kasvukohtade kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega.
- (2) II kaitsekategooria liikide vähemalt 50 protsendi teadaolevate ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikade või kasvukohtade kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest.
- (3) III kaitsekategooria liikide vähemalt 10 protsendi teadaolevate ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikade või kasvukohtade kaitse tagatakse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest.

Seega peaks olema tagatud, et ettevalmistatud õppe- ja matkaradadel ei esine linnu- ja loomaliikide tegevuse häirimist nende elupaikades, pesitsus- ja kogunemispaiades.

Siiski tuleb ka nende alade rekreatsiooniga kaasnevate mõjude hindamisel kontrollida Looduskaitseseaduses nimetatud liikide esinemist õppe- ja matkaradade lähiümbruses ning uurida rekreatsioonist tingitud mõjude esinemist ning ulatust, mis võib olla väga liigispetsiifiline ja sesoonselt erinev (pesitsusperioodi hinnang tuleks lindude puhul teha perioodil aprill – juuni, rändeagegsete kogunemiste hinnang reeglina aprillis – mais ja/või septembris – oktoobris).

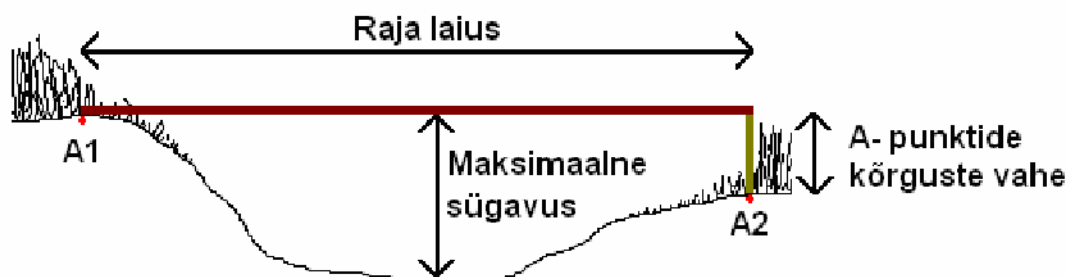
### **5.3. Radade pinnase kulumise ja seisundi hindamine matkaraja seirekohtades**

Rada on teekond, millel külastajad liiguvad ning kus on määratletav nende poolt tekitatud kahjustus taimkattele ja metsamullale. Radade seisundi hindamise metoodikas kasutatakse indikaatoritena peamiselt radade laiuse ja raja pinnase kahjustusastmete määramist.

Raja ristprofiil, erinevate raja kahjustustsoonide laius, raja laius ja kulumus (raja maksimaalne sügavus) mõõdetakse ning hinnatakse matkarajal vastavalt raja pikkusele ja iseloomule iga 30 (RMK meetodika) kuni 150 meetri järel risti raja keskjoonega (soovitav seiresamm kaitsealal on 100–150 meetrit). Kui matkaraja pikkus on alla 1 km peaks seiresamm olema 100m, pikematel radadel (üle 1 km) 150. Igal rajal teostatakse esimene mõõtmine 30. meetril, sest siis on välja kujunenud matkaraja alguse tegelik laius. Samuti pannakse kirja rajast mõlemale poole 5 m ulatusesse jäävad antropogeensete kahjustustega puud ja prügi esinemine. Raja pikkuse mõõtmiseks kasutatakse ratas-pikkusemõõtjat.

Raja laius määratletakse äärmiste punktide vahekaugusena, millistel ei ole ümbritseva metsaalaga võrreldes visuaalselt määratlevate tunnuste alusel võimalik täheldada tallamiskahjustuste olemasolu taimkattele (erinevusi liigilises koosseisus ning katteväärtuses ümbritseva alaga võrreldes) või mullale.

Raja laiuse fikseerimiseks mõõdetakse mõlemal pool rada paiknevate kahjustatud ala ja kahjustamata ala (kahjustusaste 1) vahele jäävate üleminekupunktide vaheline kaugus. Vesilood asetatakse maapinnale nii, et selle üks ots jääb raja kõrgemal asetsevasse punkti. Raja madalamasse punkti asetatakse tugipost, mille abiga paigutatakse pikk vesilood horisontaalselt maapinnaga. Raja profiili (joonis 5) hindamise tabelisse kirjutatakse vastavasse lahtrisse A1 ja A2 vahe sentimeetrites (miinusmärk numברי ees näitab, et A2 asub kõrgemal kui A1). Kõrguste tegelik erinevus saadakse A1 ja A2 vahe absoluutväärtusena. Samas mõõdetakse ka 1 sentimeeter täpsusega raja maksimaalne sügavus (rajapunkti sügavaima koha vahekaugus joonlauaga sentimeetrites) (vaata ka tabel 4).



**Joonis 5.** Raja ristprofiili läbilõige ja tehtavad mõõtmised

Seejärel mõõdetakse raja pinnase erinevate kahjustusastmetega tsoonide laiused terve raja ristprofiili ulatuses 1 cm täpsusega alates A1-st.

Rajast vasakul ja paremal pool paikneva piirneva ala kahjustusaste on 1.

Raja tsoonid (kahjustusastmed) on samad nagu telkimisalade, puhke- ja lõkkekohtade puhul:

1. ala, kus taimkate esineb, kuid ümbritseva alaga võrreldes on vähenenud selle katteväärtus ning muutunud liigiline koosseis. Esineb vigastatud taimi. Madalam on ka taimkatte kõrgus. Maapinda katab varis, lehed, okkad, oksakesed ja kooretükid.

2. ala, kus taimkate on minimaalne (üksikud taimed). Esineb otsene alustaimestiku kahjustus, olemasolevad üksikud taimed on painutatud ja murtud, samblakiht on ümber pööratud jne. Maapinda katab varis, lehed, okkad, oksakesed ja kooretükid. Metsakõdu kiht on olemas.

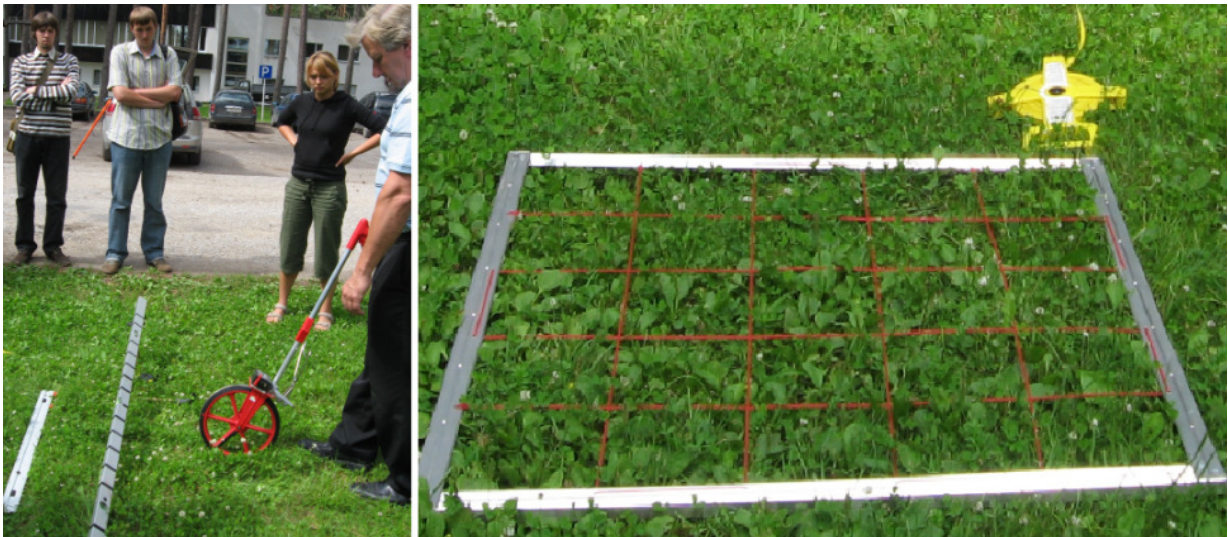
3. ala, kus taimkate puudub täielikult. Maapinda kattev metsakõdukiht on oluliselt õhnenud, esineb osaliselt või puudub täielikult. Mulla mineraalpinna katab varis.

4. ala, kus taimkate ja metsakõdu puuduvad. Võib esineda minimaalne varis. Mineraalpinnas on paljandunud, võib olla tihenenud, kuid ei ole veel kaotanud oma esialgset struktuuri.

5. ala, kus taimkate, varis ja metsakõdu puuduvad täielikult. Mineraalpinnas on paljandunud, kaotanud oma esialgse struktuuri ja erodeerunud.



**Joonis 6.** Raja erineva kahjustusastmega tsoonide määramise näidis



**Joonis 7.** Välitöodel kasutatavad töövahendid

**Tabel 6.** Näide raja profiili mõõtmisest

Vellavere looduskeskus/ Vallatuste rada – 24. juuli 2008

Jrk nr	Mõõtmiste koht, m	Raja laius, cm	A1 ja A2 vahe, cm	Tsoonid, cm						Raja sügavus (cm)/ Sügavaima koha asukoht rajal (cm)	Märkused	
				2	3	2	3	2	3			
1	30	210	-11	0-20	20-40			40-150	150-210		11.5/ 20	
2	150	200	-10	0-160	160-200						11/ 35	rattajäljed kahel pool, keskmine ala kõrgem, teine rööbas rohkem kulunud
3	300	200	-6	0-15	15-50			50-150	150-200		6.5/30	
4	450	170	0		0-40			40-150	150-170		8/ 25	
5	600	170	0	0-170							2/ 150	Rööbas rohune: valge ristik, kunagine teekoht, laiust mõõta ei saa konkreetselt, pilt
6	750	160	13		0-30	30-90	90-130			130-160	13/ 160 (A2)	2 käimise rajakest, mis pole kahjustatud
7	900	400	20	0-400							20/ 400 (A2)	lage künkanõlv, niidetud ala, tallatud ala ei ole, pilt
8	1050	200	16	0-200							16/ 200 (A2)	autojäljed, radu tallatud ei ole. Niidetud ala 4 m
9	1200	500	0	0-500							5/ 230	rattajälg, pilt nurgalt
10	1350	200	1,5	0-150	150-190					190-200	4/ 160	niidetud ala laius 4m, mõõdame 2 m laiusest - autorööpad

Matkarada pildistatakse reeglina kõikides seirepunktides: ees- ja tagasivaade. Samuti pildistatakse suurima inimõjuga kohad ning fikseeritakse nende asukoht (GPS) või pildistamiskoht ja suund kaardil.

#### **5.4. Muude aspektide uuringud**

Piki matkarada 5 m laiusel riba kirjeldatakse (fikseeritakse kaugus matkaraja alguspunktist ja kummal pool teed asub):

- Puude kahjustus;
- Omavolilised lõkkekohad;
- Omavolilised teerajad;
- Prahistatus;
- Pinnase erosioon.

#### **Puude kahjustuste hindamine õppe- ja matkaradadega piirneval alal**

Kahjustatud puud hinnatakse raja servast viie meetri laiuselt ribalt mõlemal pool rada. Kirja pannakse antropogeensete kahjustustega puud, millel määratakse puuliik, puu sotsiaalne klass, kahjustuspõhjus ja kahjustusaste sama metoodika alusel, mis on toodud puude hindamiseks telkimisaladel. Kirja pannakse ka puu paiknemine matkarajal (kaugus raja algusest meetrites).

#### **Omavoliliste lõkketegemiskohtade arvu ning esinemissageduse hindamine**

Omavoliliste lõkkekohtade, samuti kohtade, kus on omavoliliselt grillitud ja maha jäetud grillsöehunnikud, esinemist hinnatakse mõlemal pool matkarada 5 meetri laiusel ribal.

#### **Omavoliliste radade arvu ning esinemissageduse hindamine**

Omavoliliste radade esinemist hinnatakse mõlemal pool matkarada, lugedes kokku lisaks administratsiooni poolt ettevalmistatud radadele omavoliliselt tekitatud külgsuunas kulgevad rajad.

#### **Prahi hulga hindamine matkaradade servas**

Prahi olemasolu hinnatakse matkaraja peal ning mõlemal pool matkarada 5 meetri laiusel ribal, kasutades sama metoodikat nagu telkimisalade korral.

#### **Pinnase lasuvustiheduse uuringud**

Paljudes rekreatsiooni keskkonnamõju alastes uuringutes on käsitletud ka õppe- ja matkaradade pinnase lasuvustihedust. Antud meetod on tehniline, töömahukas ja kulukas. Seda meetodit käsitletavas metoodikas rakendatavate standardmeetodite hulgas ei käsitleta. Vajadusel võib nimetatud tööd tellida eriuuringuna, mõõtes pinnase lasuvustiheduse õppe- ja matkaradadel transektide ristprofiili mõõtmise kohtades vahemaaga 30–150 m. Kaitsealadel tuleks eelkõige visuaalselt hinnata pinnase erosiooni olemasolu (uurde, uhtumisjäljed).

#### **5.5. Välitööde järgsed kameraalsed tööd.**

Korrektse lõpparuande koostamine eeldab välitöödel kogutud andmete järeltöötlust ja vormistamist. Probleemaatiliseks võib osutuda illustreeriva ja täpsustava kartograafilise materjali produtseerimine. Sageli pole välitööde teostajal mõõdistatavate radade kohta detailseid digitaalseid kaardikihte või on need väga ebatäpsed/skemaatilised ning vastavad digitaalsed rajakontuurid tuleb ise tekitada.

Kõige lihtsamaks lahenduseks on radade kopeerimine vektorkujul Eesti Põhikaardilt. Konkreetsed matkarajad ei pruugi aga alati Eesti Põhikaardil kajastuda või kajastuvad ainult osaliselt. Sellisel juhul tuleks proovida rajakontuure tuvastada Eesti Maa-ameti ortofotodelt. Kui Eesti Maa-ameti ortofotodel kujutatud situatsioon on liialt vananenud või pole vajalik info piisavalt selgelt eristuv, on võimalikuks alternatiivseks infoallikaks suure ruumilise lahtusega satelliidipildid. Kuigi enamasti on taolised satelliidipildid raskesti kättesaadavad/liialt kallid, on erandiks vabavaraline tarkvara Google Earth, mis võimaldab tasuta ligipääsu ka sellistele satelliidipiltidele. Konkreetse ala satelliidipildist on võimalik tekitada pildifail, mille saab raja kaardistamiseks siduda GIS-programmis geograafiliste koordinaatidega. Alternatiivse kartograafilise infoallikana tuleks kindlasti kontrollida ka orienteerumiskaartide olemasolu konkreetse koha kohta.

Kaardiandmete produtseerimisel võib pikemate matkaradade puhul ilmned, et konkreetne rada on mingis lõigus oma asukohta muutnud. Seda eelkõige nendes lõikudes, kus matkarada kattub metsa väljaveo teega. Kui taoline tee on muutunud läbimatuks mülkaks, siis on selle lähedale tõenäoliselt tekkinud/ tekitatud alternatiivne dubleeriv rajalõik.

Mõõtepunktide kaardile kandmiseks oleks ideaalseim lahendus GPS abil fikseeritud koordinaatide olemasolu. Metsaradade puhul pole see aga alati võimalik, kuna tihedate puuvõrade puhul ei pruugi GPS satelliite näha ning mõõtmistulemused on ebatäpsed. Kuna mõõtepunktid on kindlate vahemike tagant ning mõõtmised teostatakse kaugusmõõtjaga raja algusest välja mõõdetud punktides, saab mõõtmiskohad GIS-programmis paika panna mõõtes pikki raja kontuuri kaugust raja alguspunktist. Üldjuhul saab mõõtmiskohad sellisel meetodil üsna täpselt kaardile paika panna. Eelduseks on täpse rajakontuuri olemasolu. Probleeme võib selle meetodi rakendamisel tekkida väga reljeefsel maastikul asuva raja puhul. Kuna GIS-programmis mõõdetakse vahemaad tasapinnaliselt ei kajastu selliselt mõõdetud vahemaa puhul välitöödel kauguse sisse mõõdetud raja kõrguste vahe. Taolisel reljeefse raja kahe mõõtepunkti 150 m. pikkune vahe võib GIS-programmis tasapinnaliselt mõõdetuna kajastuda näiteks 125 m. pikkuse lõiguna. Seega on reljeefsel maastikul asuva raja puhul välitöödel kasulik mõõtepunktide puhul fikseerida ka muid orientiire, mis aitavad hiljem kaardil mõõtepunkte paika panna (kaugus raja käänukohast, kaugus raja-äärsest üksikust puust vms).

## 5.6. Uuringute lõpparuanne

Uuringute põhjal koostatakse kirjalik lõpparuanne uuritava ala rekreatsioonist tingitud mõjude ja koormustaluvuse kohta indikaatorite kaupa. Mõõdetud parameetrite alusel antakse hinnang, seirekohtadele, mille alusel formuleerib matkaraja seisundihinnang ja hinnatakse inimõju kogu kaitsealal. Välitöödel parameetreid hinnatakse 3-palli süsteemis ("1" -kõige madalam, "2"-olukord rahuldav, "3"- kõige kõrgem hinne) järgmisi parameetreid matkarajal:

- Teeraja „kuluvus“;
- Puude kahjustus;
- Omavolilised lõkkekohad;
- Omavolilised teerajad;
- Prahistatus;
- Pinnase erosioon.

Telkimisaladel, puhkekohtades hinnatakse järgmisi parameetreid:

- Taimestiku ja pinnase kahjustatus;
- Puude kahjustuste;



- Omavolilised lõkkekohad;
- Omavolilised teerajad;
- Prahistatus.

Hinnangu alusel saab analüüsida senise puhkemajanduse korraldust ja anda soovitusi uute abinõude kasutamiseks. Antakse hinnang iga ala seisundile ning aktsepteeritavast suuremate keskkonnamõjude korral soovitused ala edasiseks kaitseks ning majandamiseks (vajadusel küllastajatele sulgemiseks või külasmusmahu piiramiseks). Aruandesse lisatakse ka pildimaterjal vaadeldud aladest ja radadest ning kartograafiline materjal.

Antud meetodika eeldab, et toimuks kordusseire. Soovitav seiresamm võiks olla 5–7 aastat. Kui on olemas  $n+5$  aasta seiretulemused, siis saame hinnata inimõju trende kaitsealal. Nende alusel on lihtsam hinnata rakendatud meetmete edukust.

## Kasutatud kirjandus

- Cole, D.N. 1982. Wilderness campsite impacts: effects of amount of use. Res. Pap. INT-284. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 34 p.
- Cole, D.N. 1989. Wilderness Campsite Monitoring Methods: A Sourcebook. General Technical Report. INT-259. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 57 p.
- Cole, D.N. 2004a. Carrying capacity and visitor management: facts, values and the role of science. In: Harmon, David; Kilgore, Bruce M.; Vietzke, Gay E., eds. Protecting our diverse heritage: the role of parks, protected areas, and cultural sites. George Wright Society, Hancock, MI: 43–46.  
Kättesaadav: [http://leopold.wilderness.net/research/recreation/docs/GWS\\_03\\_cole.doc](http://leopold.wilderness.net/research/recreation/docs/GWS_03_cole.doc) (20.12.2008)
- Cole, D.N. 2004b. Environmental impacts of outdoor recreation in wildlands. In: Manfredo, Michael J.; Vaske, Jerry J.; Bruyere, Brett L.; Field, Donald R.; Brown, Perry J. (eds.). Society and natural resources: a summary of knowledge. Modern Litho: Jefferson, MO: 107–116. p  
Kättesaadav:  
<http://leopold.wilderness.net/research/fprojects/docs12/ISSRMChapter.pdf> (20.12.2008)
- Cole, D.N. Wright, V. 2004. Information about Wilderness Visitors and Recreation Impacts. – In: International Journal of Wilderness, Volume 10, 1, p. 27–31.
- Douglass, R.W. 1982. Forest recreation. Pergamon Press, New York, Oxford, 326 p.
- Eesti Metsainstituudi Looduskaitse Laboratooriumi 1986. aasta aruanne. Käsikiri: Tartu, Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskuse raamatukogu, 24 lk.
- Frissell, S.S. 1978. Judging recreation impacts on wilderness campsites. Journal of Forestry, 76, p. 481–483.
- Frissell, S. S., Duncan, D. P. 1965. Campsite preference and deterioration. J. For. 63 (4) :256–260.
- Eagles, P. F. J., McCool, S. F., Haynes, C. D. 2002. Sustainable tourism in protected areas. World Conservation Union. Cambridge. 183 p.
- Erkkonen, J., Itkonen, P.J. 2006. Monitoring Sustainable Nature Tourism in Practice – Experiences From Pyhä-Luosto National Park, Finland. In: Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flow in Recreational and Protected Areas. Rapperswill, 13–17 September, 2006, p. 56–57.
- Eagles, P.F.J., McCool S.F. Tourism in National Parks and Protected Areas. Planning and Management. CAP Publishing, 2002, 320 p.
- Hart, J.B. 1982. Ecological Effects of Recreational Use on Campsites. In: Guiding Land Use Decisions. Planning and management for forests and recreation. John Hopkins University Press, Baltimore and London. p. 150–182.
- Jenkins J. M., Pigram, J. J., 2006. Outdoor recreation management. Routledge, London, New York. 426 p.
- Jurko, A. 1983. Trampling effect on species diversity, and leaf characteristics of vegetation in the High Tatras Mts. Ecology No. 3, 281–293. Bratislava.

- Leito, T. 2003. Kõpu loodusväärtused ja säästliku loodusturismi ruumiline planeerimine. Kärkla.  
Kättesaadav: <http://www.hiuloodus.ee/failid/kopu.pdf> (22.12.2008)
- Leito, T, Poola, K. 2003. Turismi mõjust Kõpu poolsaare rannikukooslustele. Käsikiri Hiiumaa keskkonnateenistuses, 11 lk.
- Looduskaitseeadus. RT I 2004, 38, 258  
Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=12889994> (10.12.2008)
- Malmivaara-Lämsä, M., Hamberg, L., Löfström, I., Vanha-Majamaa, I., Niemelä, J. 2008. Trampling tolerance of understory vegetation. in different hemiboreal urban forest site types in Finland. *Urban Ecosyst* 11:1–16.  
Kättesaadav:  
<http://www.springerlink.com/content/c88243mm16k87514/fulltext.pdf> (22.12.2008)
- Merigliano, L. 1987. Identifying and Evaluating Indicators to Monitor Wilderness Conditions. MS Thesis, University of Idaho. Moscow, ID.  
Kättesaadav: <http://www.cnr.uidaho.edu/css496/Table8-Vegetation.pdf> (20.12.2008)
- Metsa korraldamise juhend. Keskkonnaministri 14. detsembri 2006. a määrus nr 77.  
RTL, 21.12.2006, 91, 1684. Kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=12763813> (10.12.2008)
- Roosaluste, E. 1981. Влияние вытапывания на растительность болот. Антропогенные изменения, охрана растительности болот и прилегающих территорий. Минск.
- Roosaluste, E. 1988. Изменя растительново покрово на территориях вийдумяэского и нигулаского заповедников. Автореферат. Вльнюс.
- Sayan, S., Ortacesme, V. 2006. Recreational Carrying Capacity Assessment in a Turkish National Park. – In: *Exploring the Nature of Management. Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*. Rapperswill, Switzerland, 13–17 September 2006, p. 206–210.
- Sievänen, T. 2004. Inventory, Monitoring and Management. – In: Burley, B. (Ed). *Recreation. Encyclopedia of Forest Sciences*. Elsevier Academic Press, Amsterdam a-o. p. 958–964.
- Tolvanen, A., Rämetsä, J., Siikamäki, P., Törn, A., Orell, M. 2005. Research on ecological and social sustainability of nature tourism in northern Finland. In: *Working Papers of the Finnish Forest Research Institute*, 2. p 264–270.
- Wagar, J.A. 1964. The carrying capacity of wildlands for recreation. *Forest Science Monography* 7. Society of American Foresters, Washington, D.C.