

TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

**Triin Väisanen**

KOPRAD KUI ÖKOSÜSTEEMIDE KUJUNDAJAD  
LOODUSKAITSES

Bakalaureusetöö

Juhendaja: MSc Maarja Vaikre

TARTU 2016



## **INFOLEHT**

### **KOPRAD KUI ÖKOSÜSTEEMIDE KUJUNDAJAD LOODUSKAITSES**

Triin Väisanen

Kopratamid ujutavad üle suuri alasid, mille tulemusel taastuvad ülemaailmselt hävimisohus olevad märgalad. Selletõttu peetakse kopraid ökosüsteemi ümberkujundajaks. Kuigi kobraste üleujutused matavad enda alla nii põllu- kui metsamaid, tekitades nii majanduslikku kahju inimesele, loob selline tegevus elupaiku teistele liikidele. Näiteks leidub kobraste üleujutatud aladel palju veelinde nagu pardid ning ohustatud konni ja vesilikke. Inimesed on hakanud kopraid kasutama märgalade ning liikidele elupaikade taastamise eesmärgil. Ameerikast leidub edukaid taastamisnäiteid, ent samuti põrumisnäiteid. Küll aga lubab kõik see oletada, et ka Eestis on taastamistegevus võimalik. Tagades kobrastele sobivad elutingimused ja elupaigad, võib nende tegevus ka Eestis taastada märgalaid ning elupaiku ohustatud liikidele.

Märksõnad: kobras, ökosüsteem, taastamine, märgalad

B260 Hüdrobioloogia, mere-bioloogia, veeökoloogia, limnoloogia

### **BEAVERS AS ECOSYSTEM ENGINEERS IN NATURE CONSERVATION**

Triin Väisanen

Beaver dams flood large areas. This helps to restore wetlands that are globally endangered. This is why beavers are considered ecosystem engineers. Although beavers can cause economical damage to humans because they are flooding fields and forests, their actions can produce habitats for other species. For example, many waterfowls such as ducks, and amphibians such as frogs and newts are found areas flooded by beavers. Humans have started to use beavers to restore wetlands and habitats for certain species. In America, there have been both successful and unsuccessful examples of this, suggesting that this kind of restoration would also be possible in Estonia. Beavers' actions can restore wetlands and habitats for other species in Estonia if the beavers have suitable living conditions and habitats.

Keywords: beaver, ecosystem, restoration, wetlands

B 260 Hydrobiology, marine biology, aquatic ecology, limnology



## SISUKORD

1. Sissejuhatus .....	6
2. Materjali kogumine .....	10
3. Kobraste tegevus ning selle mõju .....	11
3.1 Kobraste bioloogia ja ökoloogia .....	11
3.2 Kobraste mõju abiootilisele keskkonnale .....	12
3.3 Kobraste mõju kaldapealsele taimkattele .....	13
3.4 Kobraste mõju kõdupuidu elustikule .....	15
3.5 Kobraste tegevuse mõju vooluvete elustikule.....	16
3.6 Kopratiigid kui elupaigad .....	16
3.7 Kobraste majanduslik mõju .....	19
4. Kobraste kasutamine märgalade taastamisel.....	20
4.1 Kobraste kasutamine inimeste seatud eesmärkide täitmiseks.....	20
4.2 Kobraste kasutamise eelised märgalade loomisel ja taastamisel .....	22
5. Koprads Eestis .....	24
5.1 Kobraste levik Eestis.....	24
5.2 Kobraste võimalik kasutamine Eestis märgalade loomisel ja taastamisel .....	24
6. Järeldused .....	29
Kokkuvõte .....	31
Summary.....	33
Tänuavaldused .....	35
Kasutatud kirjandus .....	36

## 1. Sissejuhatus

Märgaladeks loetakse Ramsari konventsiooni järgi „nii looduslikke kui kunstlikke, nii alalisi kui ajutisi, nii seisva kui voolava veega, nii mageda-, riim- kui ka soolaseveelisi soid, paduraid, turbarabasisid või veealasisid, sealhulgas merealasisid, mille vee sügavus mõõna ajal ei ületa kuut meetrit“ (Rahvusvahelise..., 1993). Negatiivse inimõju tõttu on märgalad ühed ohustatumad ökosüsteemid maailmas (Amezaga jt, 2002). Hävimist põhjustavad märgalade kuivendamine põllu- ning metsamajanduslikel eesmärkidel, jõgede ja ojade õgvendamine, vähemal määral ka turba kaevandamine (Bobbink jt, 2006), reostus (Mitsch & Gosselink, 2000) ning invasiivsed võõrliigid (Junk jt, 2013). Euroopa, Põhja-Ameerika ja Ida-Aasia tihedalt asustatud aladel on 80% märgaladest hävinud või hävimas. Maailmas on hävinud aga enam kui pool märgaladest (Bobbink jt, 2006).

Märgaladel on väga suur tähtsus erinevatele taime- ja loomaliikidele, samuti inimesele. Märgalad on oluliseks elupaigaks veelindudele, kes sõltuvad rännetel ja elutsemisel märgalade olemasolust ja nende ressursidest. Sellised on näiteks kurvitsalised (*Charadriiformes*), hanelised (*Anseriformes*), kurelised (*Gruiformes*), pütlasted (*Podicipedidae*), toonekurglased (*Ciconiidae*) (Matthews, 1993). Märgalad on kudemis- ja elupaigaks paljudele kaladele (Mitsch & Gosselink, 2000) ja hävimisohus olevatele kahepaiksetele (Karraker & Gibbs, 2009). Märgalad parandavad ja kaitsevad joogivee kvaliteeti (Bobbink jt, 2006). Nad aitavad vältida põuda ning kontrollivad üleujutusi (Mitsch & Gosselink, 2000) ja tormide mõju (Matthews, 1993). Märgalad, eriti turbaalad hõlmavad endas suurt osa orgaanilist süsinikku. Süsiniku hoiustamise ja vabastamisega omavad märgalad suurt rolli ülemaailmses süsinikuringes (Kimmel & Mander, 2010; Junk jt, 2013). Märgalade tähtsus seisneb lisaks eespool loetletule ka nende kultuurilises, puhkealases, ökonoomses ja teaduslikus rollis (Matthews, 1993).

Märgalade kaitsmise vajadus on aasta-aastalt tõusnud. Seetõttu on nende kaitseks loodud rahvusvahelisi kaitseleppeid nagu Ramsari konventsioon kui ka riiklikke kaitsealasisid. Ülemaailmselt on hakatud märgalasisid ka taastama ning looma (Kentula, 1996). Taastamise või loomise edukust saab määrata mitme tunnuse alusel. Näiteks vaadatakse ala mitmekesisust ehk taimi ja loomi, kes ala asustavad, aga ka ökoloogilisi protsesse nagu mulla teke. Edukust saab hinnata ka võrreldes taastatud või loodud ala

omadusi loodusliku ala omadustega (Ruiz-Jaen & Mitchell Aide, 2005). Tihti ei ole projektid aga lõpuni edukad ning vajavad ka peale kümnet toimimisaastat pidevat hooldamist või vee pumpamist märgalale (Mitsch jt, 2005; Cui jt, 2009). Märgalade taastamine ja loomine on vaieldamatult kulukas tegevus. Projektide teostamise hinnad ulatuvad kümnete kuni sadade tuhandete dollariteni (Zentner jt, 2003) ja eurodeni (Alfranca jt, 2011).

Looduslikeks märgalade taastajaks, loojaks ja säilitajaks on koprad (Hood & Bayley, 2008), kes oma ehitustegevusega, eriti just tammide ning kanalite rajamisega, mõjutavad olulisel määral ümbritsevat keskkonda ja teisi liike (Jones jt, 1994). Perekond kobras ehk piiber (*Castor*) kuulub kobraslaste (*Castoridae*) sugukonda ja näriliste (*Rodentia*) seltsi. Perekond on tänapäeval esindatud kahe liigiga: Euroopa kobras (*Castor fiber*) ja Kanada kobras (*Castor canadensis*). Euroopa koprad on enamasti oma kasvult Kanada kobrastest väiksemad. Euroopa kobras eelistab elada kalda sisse rajatud urgudes, kui Kanada kobras aga kaldapealsetes urgudes. On täheldatud, et Euroopa koprad ehitavad vähem tamme kui Kanada koprad. Kanada kobraste pesakond ning nende konkurentsivõime on suurem kui Euroopa kobrastel, mistõttu võivad nad Euroopa kopra alalt välja tõrjuda. Mõlema kopraliigi mõju ökosüsteemidele on aga sarnane, seega võib Kanada kopra kohta tehtud uuringuid laiendada ka Euroopa koprale ning vastupidi (Müller-Schwarze & Sun, 2003).

Kopraid esineb põhiliselt Põhja-Ameerikas, Skandinaavias, Baltikumis ning Venemaal. Euroopas leidub neid veel näiteks Poolas, Saksamaal, Šveitsis (Müller-Schwarze & Sun, 2003), kuid neid ei esine lõunapoolsetes riikides nagu Kreeka, Rooma ja Portugal. *Castor fiber* levib Euroopas ja Venemaal. *Castor canadensis* on pärit Põhja-Ameerikast, aga teda on sissetoodud ja ta on ka ise levinud Euroopasse ning Venemaale. Näiteks on *Castor canadensis* arvukas Soomes (Müller-Schwarze, 2011).

Mõlemad liigid olid 20. sajandi alguses väljasuremise äärel (Müller-Schwarze & Sun, 2003). Selleni viisid 17.–19. sajandi ulatuslikud küttimised. Näiteks Eestis tapeti viimane kobras *Castor fiber* 1841. aastal (Laanetu, 1983). 20. sajandil kehtestati ulatuslikud piirangud kobraste küttimisele nii Ameerikas kui Euroopas. Tänu sellele ning kobraste teadlikule sissetoomisele erinevatele aladele, on kobraste populatsioonid taastunud või taastumas (Müller-Schwarze & Sun, 2003). Näiteks Eestisse

reintrotutseeriti koprad 1957. aastal (Laanetu, 1983). Tänapäeval arvatakse kopraid Eestis olevat ligi 14 000 isendit (Veeroja & Männil, 2015).

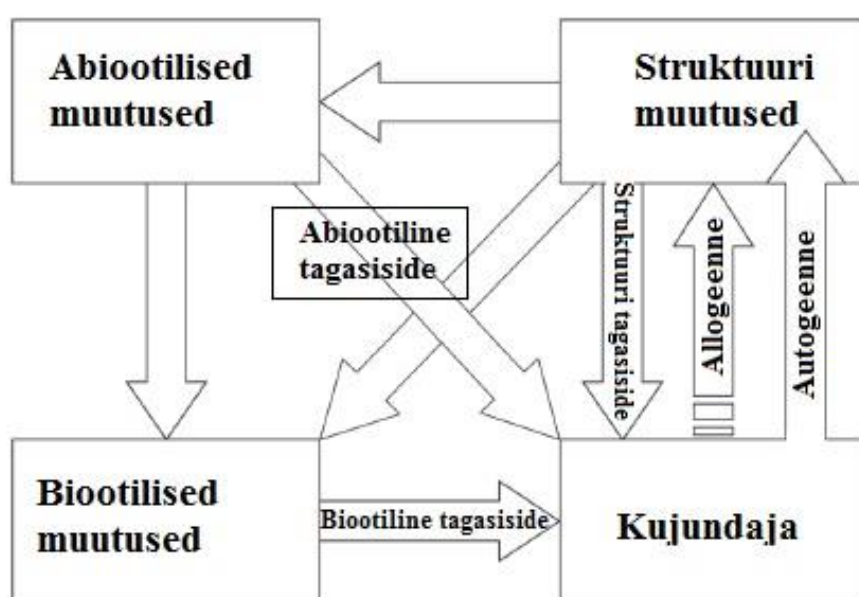
Selliseid organisme, kes oma elutegevuse käigus tekitavad muudatusi abiootilistes ja biootilistes keskkonnategurites ning seeläbi mõjutavad vahetult või kaudselt ressurside kättesaadavust teistele organismidele, nimetatakse ökosüsteemide ümberkujundajateks (*ecosystem engineers*). Ökosüsteemide ümberkujundajad loovad, muudavad ja kohati ka hävitavad seeläbi elupaiku (Jones jt, 1994). Ökosüsteemide ümberkujundajate näol on tegemist ühe tugiliigi (*keystone species*) tüübiga, kes elupaikade muutmise hoiab elus teisi liike (Mills jt, 1993). Selliste organismide mõju keskkonnale ja seeläbi teistele liikidele on märkimisväärne ning võib ulatuda populatsioonide ja koosluste tasandilt ökosüsteemide funktsioneerimiseni välja (Byers jt, 2006).

Ökosüsteemi ümberkujundajad võib jaotada autogeenseteks ja allogeenseteks kujundajateks (Jones jt, 1997) (Joonis 1). Autogeensed ümberkujundajad mõjutavad ja muudavad keskkonda ning teisi organisme oma kehastruktuuri muutmisega. Sellised ümberkujundajad on muuhulgas erinevad puud (Jones jt, 1994), kes võra kasvatamisega loovad elupaiku varju eelistavatele liikidele (Jones jt, 1997). Allogeensed ümberkujundajad muundavad elusa või surnud materjali ühest olekust teise ning mõjutavad seeläbi ümbritsevat keskkonda. Allogeensed ümberkujundajad on näiteks koprad (Jones jt, 1994). Lisaks kobrastele on allogeensed ümberkujundajad ka näiteks rahnid, kes puuõõnsusi rajades loovad elupaiku paljudele teistele liikidele nagu lendoravad ja nahkhiired (Aubry & Raley, 2002).

Ökosüsteemi ümberkujundajaid võib jaotada ka funktsiooni alusel. Struktuuri kujundajad on näiteks koprad, mitmed taimeliigid ja korallid, kes oma tegevusega mõjutavad ümbritsevat mitmekesisust ning loovad elupaiku. Keemilised ümberkujundajad nagu taimed ja mikroobid mõjutavad keskkonnakeemiat. Mulda mõjutavad kujundajad on organismid, kes kaevuvad maismaal või veekogude põhjas, näiteks karbid ja sisalikud, kelle tegevuse tulemusel seguneb muld ja settekiht. Valguse kujundajad, kelleks on erinevad taimeliigid, aga ka füto- ja zooplankton, mõjutavad valguse kättesaadavust teistele organismidele (Berke, 2010).



Ökosüsteemi ümberkujundajate kasutamine ökosüsteemide taastamisel võib vähendada taastamiseks vajalikku inimpanust ning olla seetõttu odavam ja lihtsam viis taastamiseks. Samuti võib see tõsta taastamise edukust (Byers jt, 2006). Küll aga tuleb mõista millised ümberkujundajad on kõige olulisemad konkreetse ökosüsteemi taastamisel ning kas ökosüsteemi saab sellisel viisil taastada (Jones jt, 1997). Näiteks on pakutud välja, et valge-ninasarvikuid (*Ceratotherium simum*) saab kasutada savannides säilitamiseks ja loomaks madalmuruseid laike, mis on oluliseks toitumispaigaks näiteks sebradele ja antilooptidele. Samuti on valge-ninasarviku alad madala taimkatte tõttu tulekahjustest vähem mõjutatud (Waldrum jt, 2008).



Joonis 1. Joonis näitab ökosüsteemi kujundamist ökosüsteemi kujundajate poolt. Autogeenset kujundamist näitav pidev joon kujutab organismi kehastruktuuri muutusi ning allogeensete inseneride katkendlik joon näitab nende organismide mõju teistele elus või eluta struktuuridele (Jones jt, 2010).

Käesoleva töö eesmärgiks on anda ülevaade sellest, millised on maailmas praegused teadmised koprast kui ökosüsteemi ümberkujundajast. Töös kirjeldatakse kopraste mõju ümbritsevale keskkonnale ning liikidele, kuidas on kopraid maailmas märgalade taastamisel kasutatud ning sellest lähtuvalt arutletakse, kas ja kuidas oleks koprast võimalik kasutada Eestis märgalade taastamisel ja säilitamisel ning nendega seotud liikide kaitsel.

## 2. Materjali kogumine

Antud lõputöö koostamiseks kogusin materjale erinevatest otsingumootoritest. Põhilised allikad leidsin järgnevatest otsingumootoritest: Google Scholar, Science Direct, SCOPUS, SpringerLink, Wiley Interscience, JSTOR. Suuremal või vähemal määral kasutasin ka järgnevaid otsingumootoreid: Google, Safari Books Online ja Oxford Journals.

Peamised otsingusõnad olid *beaver*, *restoration*, *wetlands*, „*Castor canadensis*“, „*Castor fiber*“, „*ecosystem engineer*“. Sageli kasutasin ka erinevates otsingumootorites täpsustavat otsingut, kus kasutasin fraaside kombinatsioone, näiteks *beaver AND wetlands*; *beaver AND „ecosystem engineer“*; *wetland AND restoration*; *beaver AND restoration*; *beaver AND creation*; *beaver AND modifying*.

Leitud allikatest sain edasisi viiteid uutele allikatele ja teadustöödele, mida otsisin otsingumootoritest teadustöö pealkirja alusel. Olulised teadmised ja allikad lõputöö koostamiseks sain ka Tartu Ülikooli Raamatukogust Nikolai Laanetu teoste näol.

Allikatest selgus, et antud teema on ülemaailmselt üsna hästi uuritud ning uusi teaduslikke töid ning uurimusi kobraste mõjust lisandub pidevalt. Küll aga selgus, et Eestis on teaduslikult seda teemat vähe uuritud ning kajastatud. Seetõttu püüab antud uurimistöö luua eestikeelse teadusliku ülevaate maailmas olemasolevatest teadmistest.

### 3. Kobraste tegevus ning selle mõju

#### 3.1 Kobraste bioloogia ja ökoloogia

Koprad on poolveelise eluviisiga imetajad, kes asustavad erinevaid veekogusid või nende kaldaalaseid, kus neil on sobival määral elutegevuseks vajalikke ressursse (Fryxell, 2001). Kopraid leidub nii oja- ja kanalitel, jõgedel, järvedel (Laanetu, 1971; Laanetu, 1996), rabades (Rebertus, 1986) kui ka maaparanduskraavidel (Laanetu, 1997). Koprad eelistavad elupaigana pikemaid aeglasema vooluga jõelõike ja suuremaid järvi, kus on küllaldaselt vett (Slough & Sadleir, 1977) ning väldivad tiheda inimasustusega lagedamaid alasid (John & Kostkan, 2009).

Koprad on loomad, kes perekondlikult uusi piirkondi asustavad ning ehitustegevust teostavad. Pere koosneb enamasti vanematest ja sama ning eelmise aasta poegadest. Elupaigaks on neil urud või kuhilpesad. Ehitatakse nii pesaurge, varjeurge kui ka toitumisurge, mille suudmed jäävad vee alla. Urud rajatakse kõrgemate kallastega veekogudele. Kuhilpesi ehitatakse madalate kallastega veekogudele ning aladele, kus suurvesi võib negatiivselt pesaurge mõjutada. Koprad rajavad ka kanaleid, mille kaudu transporditakse toiduvarusid ja ehitusmaterjale pesapaigani. Samuti on kanalid heaks varjumispaigaks hädaohu korral (Laanetu, 1996). Kanaleid pikendavad nad pidevalt ning peamiselt on see seotud toiduvarude otsimisega (Abbott jt, 2012).

Veekogudele, kus veetase ei ole piisav uruavade katmiseks või kuhilpesade rajamiseks, ehitavad koprad tamme (Slough & Sadleir, 1977). Tammide ehitamiseks seotakse erinevad kättesaadavad materjalid nagu oksad ning mahalangevad puud savi või mudaga (Laanetu, 1996). Tamme ehitavad koprad madalatele kitsastele, alla viie meetri laiustele jõgedele ja kanalitele (Suzuki & McComb, 1998) ning kuivenduskraavidele, kus nad soovivad veetaset tõsta (Żurowski, 1992). Tamme ei ehitata üldjuhul kivise põhjaga jõgedele (McComb jt, 1990). Laiematel ja nõrga vooluga veekogudel on tammid pikad, käänulised ning madalad, kitsamatel veekogudel aga kõrgemad ning sirgemad (Laanetu, 1971). Tammide paisutatud vesi aitab kaasa toidu- ja ehitusmaterjali transpordile, kaitseb talvisel ajal uruavausi külmumise eest (Laanetu, 1996) ning tagab juurdepääsu talviste toiduvarudele (Żurowski, 1992). Tammide ehitamise tagajärjel tõuseb veetase tammidest ülesvoolu jääval alal ning võivad moodustuda paisjärved ja -tiigid (Laanetu, 1996).

Elupaiga valikul lähtub kobras toiduks sobivate taimeliikide olemasolust veekogu kallastel (Laanetu, 1996). Puuliikidest eelistavad koprad haaba (*Populus tremula*) ja paju (*Salix*) ning rohttaimedest nõgest (*Urtica*), angervaksa (*Filipendula*) ja vaarikat (*Rubus idaeus*). Samuti tarbivad nad ka kaske (*Betula*), tarna (*Carex*), leppa (*Alnus*), sarapuud (*Corylus avellana*) ja kuuske (*Picea*). Kuigi kobrastel on teatud eelistused toidutaimede suhtes, söövad nad vajadusel teisigi kallastel leiduvaid puu- ja rohttaimi (Laanetu, 1971). Kevadeti tarvitatakse puude ja põõsaste võrseid, suviti rohttaimi ning talvel lehtpuude koort. Talvine toiduvaru ehk puittaimede biomass määrab kobraste püsivuse alal. Võimalusel kogutakse talveks toiduvarusid, kuhjates puutüvesid ja -oksi urgude ligidusse (Laanetu, 1996). Puittaimede asemel võivad koprad talviti tarbida ka vesirooside risoomid (Allen, 1983).

Kobraste mõju ümbritsevale keskkonnale ning teistele liikidele sõltub koloonias olevate kobraste arvust, kasutuskõlblike puittaimede ligidusest, puittaimede liigilisest koosseisust (Knudsen, 1962), kisklusest ning haiguste levikust (Naiman jt, 1988). Aladel, kus tingimused on kopra elutegevuseks sobivaimad, on nad ka vastupidavamad erinevatele mõjutajatele ning nende elutegevuse mõju teistele liikidele on suurem (John & Kostkan, 2009).

### **3.2 Kobraste mõju abiootilisele keskkonnale**

Koprad mõjutavad oma elu- ja ehitustegevusega veekogude morfoloogiat, veerežiimi ning veekeemiat (Pollock jt, 1995; Gurnell, 1998; Anderson jt, 2014). Tammid aeglustavad veevoolu nii üla- kui allavoolu. Ülavoolu jäävatel aladel veetase tõuseb (Pollock jt, 2003) ning veega üleujutatud ala laieneb (Gurnell, 1998). Üleujutava ala suurus oleneb veekogu omadustest ning on ulatuslikum tasastel ja madalate kallastega aladel, kus jõvesi saab laialt levida (Westbrook jt, 2006). Näiteks Ameerikas Voyageursi rahvuspargi jõgedel leiti, et tammid ujutasid üle keskmiselt 4,3 ha suuruse ala (Johnston & Naiman, 1990). Allavoolu jäävatel aladel alaneb veetase ning väheneb voolukiirus (McComb jt, 1990). Paisutatud vesi võib uuristada lisaharusid allavoolu (Gurnell, 1998). Kaldapealsete puude langetamisega väheneb puuvõrde katvus ning seeläbi suureneb valgushulk kopraikiides ning kaldapealsetel aladel (Anderson & Rosemond, 2007), mistõttu tiigid soojenevad (Skelly & Freidenburg, 2000). Kobraste poolt tammitatud jõelõikudel ning kobraste kaevatud kanalites võib veetase kõrge

püsida ka suvisel madalvee ajal (Gurnell, 1998; Westbrook jt, 2006; Hood & Larson, 2015).

Tammidega kaasnevad voolukiiruse vähenemine ning muutused veetasemes põhjustavad setete kuhjumise tammide taha (Pollock jt, 2003). Kuhjunud setted ja rusud tõstavad jõepõhja ning võivad seeläbi muuta jõekanalit kuju (Gurnell, 1998). Samuti võib tammide tulemusel väheneda setete hulk allavoolu jäävates lõikudes (Naiman & Melillo, 1984). Küll aga võib allavoolu jäävate jõelõikude settekoormust suurendada urgude ja kanalite kaevamine (Rossell jt, 2005). Setted on täis toitaineid, sealhulgas fosforit ja lämmastikku (Naiman & Melillo, 1984). Seeläbi mõjutab kobraste tegevus lämmastiku- ja fosforiringet ning lämmastiku ja fosfori kättesaadavust veetaimedele, suurendades taimede primaarproduktiooni kopraatiikides (Pollock jt, 1995; Naiman jt, 1988). Koprattammide lagunemise tulemusel kuivab tiik ning ujutatakse üle tammist allavoolu jäävad alad (Knudsen, 1962), mis toob kaasa järsu settekoormuse suurenemise (Butler & Malanson, 2005). Kobraste pidev liikumine mööda kanaleid suurendab vee liikumist ja seeläbi toitainete liikumist (Hood & Larson, 2014).

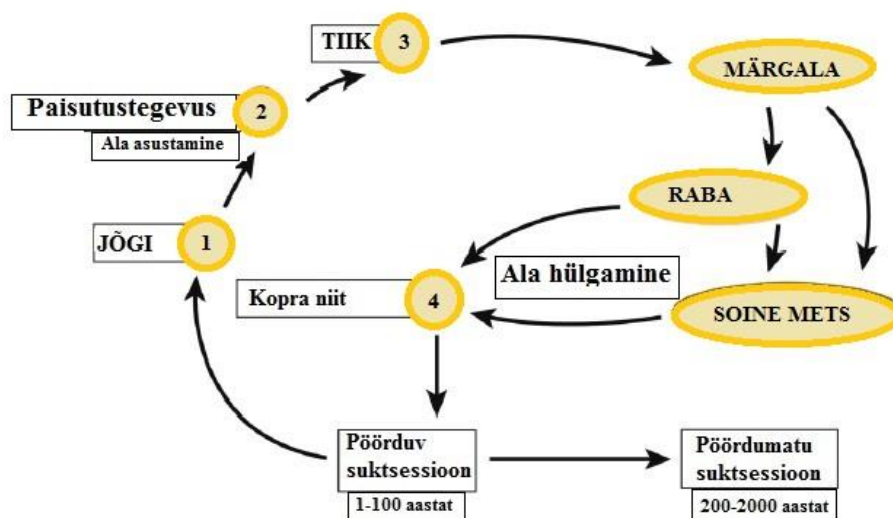
### **3.3 Kobraste mõju kaldapealsele taimkattele**

Kobraste toitumisharjumused ning nende tegevusega kaasnevad üleujutused muudavad taimekoosluste levikut ja mitmekesisust kaldaaladel (Naiman jt, 1988; Pollock jt, 1995). Näiteks muutub kaldapealsete rohttaimede kooslus, sest paljud liigid nagu harilik metsvits (*Lysimachia vulgaris*) ja põistarn (*Carex vesicaria*) asenduvad kestva üleujutuse tõttu vett taluvamate taimedega nagu soopihl (*Comarum palustre*) ja kollane vesikupp (*Nuphar lutea*) (Nummi, 1989). Üleujutuse tagajärjel puude juurdekasv väheneb või lakkab ning olemasolevad puud surevad. Okaspuudest surevad esmajoones mänd (*Pinus*) ja kuusk ning lehtpuudest kask (Laanetu, 1997). Püsima jäävad vett paremini taluvad puud, näiteks paju (Nummi, 1989). Haavikuid kahjustab enamasti langetustegevus. Langetustegevusega mõjutatab kobras puu- ja põõsaserinnet kuni 30 meetri kaugusele veekogust (Laanetu, 1997). Üleujutatud ning häiritud alad muutuvad vastuvõtlikumaks ka invasiivsetele võõrliikidele. Võrreldes üleujutamata aladega on kopra aladelt leitud rohkelt invasiivset päiderooga (*Phalaris arundinacea*), kes dominantse taimena võib vähendada ala liigilist mitmekesisust (Perkins & Wilson, 2005).

Kopratammi lagunedes ning tiigi kuivades on ala kattumine taimedega aeglane. Kuna tiigipõhja sadestunud muda on madala pH väärtusega, siis raskendab see taimekoosluste, eriti puittaimede taastumist (Knudsen, 1962). Lisaks aeglustavad taimede kasvu vaesunud seemnepank või lähedal paiknevate seemneallikate vähesus. Okaspuude taastumist aeglustab konkurents teiste taimedega, herbivooria, ressursside vähesus (Terwillinger & Pastor, 1999) ning ektomükoriisa puudumine (Wilde jt, 1950; Terwillinger & Pastor, 1999). Ektomükoriisa puudumist kinnitab Ameerikas Minnesotas läbiviidud uuring, mis näitab, et kopraniitudega külgnevatel aladel, kus kobraсте otsene tegevus puudus, moodustasid musta kuuse (*Picea mariana*) seemikud ektomükoriisa sideme peaaegu 100%. Kopraniitudel ei tekkinud seemikutel seda sidet aga 46 uuringunädala jooksul (Terwillinger & Pastor, 1999).

Ala kattumine taimedega peale tammi lagunemist sõltub ka pinnasest. Näiteks liivastel muldadel kasvavad põõsad ja puud vaid mõne aastaga üle rohurinde, samas kui turbamuldadel võib peamiselt tarnadest koosnev rohurinne püsida aastaid domineerivana. Peale tammi eemaldamist kaasnev põhjavee taseme langus ohustab taimkatet samuti kui üleujutus. Muutunud põhjaveetase tekitab kuivamise ohtu ja vähendab metsa kasvu. Ka vähendab kopratammide eemaldamine veevarusid, hävitab elupaiku ja suurendab tuleohtu (Wilde jt, 1950).

Venemaal Bryanskiy oblasti looduskaitsealal jälgiti väikeste tammitatavate jõgede lammide suktsessioonistaadiumeid. Tulemused näitasid, et esimesena tekib tammide üleujutuse tulemusel üleujutatud mets ning püsiva veekatte korral soine mets. Peale puude hukkumist ja langemist moodustub kopratammi lähedusse tiik, mis püsib seal kuni koprad elavad alal. Peale kobraсте lahkumist ja veetaseme langust tekib taimederohke soo. Sealt järgmine staadium on põõsastega kaetud soo, mille ajaline pikkus võib olla kümneid aastaid, sõltuvalt põõsaste kasvukiirusest. Viimane staadium on niiske mets. Näiteks sanglepa (*Alnus glutinosa*) tiheda võraga kate moodustub alale ligi neljakümne aastaga. Madalamas taimkattes domineerivad näiteks kõrvenõgesed (*Urtica dioica*) ja metaskõrkjad (*Scirpus sylvaticus*). Aasta-aastalt lisanduvad ka teised puuligiid, näiteks harilik saar (*Fraxinus excelsior*). Kui aga koprad mingis staadiumis alale tagasi liiguvad, siis ei pruugi kõik staadiumid esineda (Logofet jt, 2016) (Joonis 2). Lisaks kobraстele mõjutavad taimkatte suktsessiooni ka kasvukohatüüp, herbivoorid, tuli ja hüdroloogia (Naiman jt, 1988).



Joonis 2. Jõelõigul paisutatud kopratiigi suksessioonistaadiumid. Kobraste tegevuse eelselt on alal vaba vooluga jõgi. Kopravad loovad aga tamme ning paisutavad seeläbi vett. Paisutustegevuse tulemusel ujutuvad üle tammist ülavoolu jäävad alad ning moodustub kopratiik. Enne tiigi hülgamist võib kopratiik läbida mitmeid staadiumeid ning peale kobraste alalt lahkumist võib moodustunud kopra niit kesta veel pikka aega (Lönnqvist, 2014).

### 3.4 Kobraste mõju kõdupuidu elustikule

Enamik langetatud puudest ja põõsastest jääb kobraste poolt kasutamata (Janiszewski jt, 2014; Laanetu, 1983). Need ja üleujutuse käigus surnud puud loovad rohkelt elupaiku mitmetele kõdupuitu kasutavatele organismidele (Thompson jt, 2016). Sellised on näiteks saproksüülsed seened ja mardikad (Lassauce jt, 2011), aga ka mitmed linnuliigid (Knudsen, 1962). Selgrootutest on kobraste tegevusega aladel levinud näiteks äädikakärbsed (*Drosophila*) (Spieth, 1979) ning lindudest rähnid (*Picus*) (Knudsen, 1962), näiteks põhja-täpikrähn (*Colaptes auratus*). Rähnide rohkus on tingitud putukate rohkusest kopraalade kõdupuidustikus (Lochmiller, 1979). Näiteks Soomes Evo uuringualal leiti, et kuigi kõdupuitu tekib ka muudel aladel, siis on kobraste tegevusega alal selle hulk suurim ning kõdupuidu liigiline koosseis mitmekesine. Samuti leiti kopra üleujutatud aladelt surnud puidu seast rohkem kaski ja harilikku kuuske kui kobraste mõjuta aladelt (Thompson jt, 2016). Üldiselt on aga kõdupuidu teket kopra mõjutatud aladel ning sellega seotud liike vähe uuritud.

### 3.5 Kobraсте tegevuse mõju vooluvete elustikule

Koprapaisud vähendavad veekogude voolukiirust, muutes kiireveelised elupaigad aeglase või seisva veega elupaikadeks (Andersen ja Shafroth, 2010). Selle tulemusel väheneb reofilsete liikide nagu ehmeistiivalised (*Ephemeroptera*) mitmekesisus ning aladel hakkavad domineerima aeglast vett eelistavad selgrootud, näiteks kiililised (*Odonata*) (McDowell & Naiman, 1986). Veevoolu aeglustamine, aga ka kopratammidega kaasnev orgaanilise materjali settimine ning soe vesi ohustavad väljasuremisohus ebapärlikarpi (*Margaritifera margaritifera*) (Rudzīte, 2005). Muudatused selgrootute koosluses muudavad veekogudes omakorda kalakoosluseid, kes neist toituvad (Collen & Gibson, 2000). Samuti mõjutavad kopratammidega kaasnevad kõrgenenud veetemperatuurid negatiivselt külmas vees ning kitsas temperatuurivahemikus elutsevaid kalu, vähendades nende osakaalu veekogus (Collen & Gibson, 2000). Aeglase veevoolu tulemusel kuhjunud setted võivad matta kalade kudemiskohad (Janiszewski jt, 2014). Seda on täheldatud näiteks forellide (*Salmonidae*) kudemiskohtade puhul (Knudsen, 1962).

Tammid on takistuseks liikumisel ning loovad üla- ja alavoolu erinevaid veetingimusi. Paljudele kalaliikidele on kopratammid barjääriks kudemisrändel, näiteks forellidele ja haugile (*Esox lucius*) (Knudsen, 1962). Tammid mõjutavad ka liikide ühtlast jaotumist üles- ja allavoolu jäävatel aladel. Näiteks Kanadas Miramichi jõel on tammidest allavoolu jäävatelt aladelt püütud rohkem lõhe (*Salmo salar*) ning ülavoolu jäävatel aladel rohkem võldast (*Cottus gobio*). Selline jaotus on tingitud erinevatest tingimustest nagu veerohkus ja veetemperatuur üla- ja alavoolu aladel, aga ka sellest, et lõhe domineerib alamjooksul teiste liikide üle (Mitchell & Cunjak, 2007). Tammidest allavoolu esinevate liikideni ei pruugi ka jõuda piisavalt hapnikurikast vett ning toitaineid (Jones jt, 1997). Tamme on aga võimalik suurvete ajal ületada nii alla- kui ülavoolu (Gard, 1961; Mitchell & Cunjak, 2007).

### 3.6 Kopratiigid kui elupaigad

Kopratiikide paisutatud, aeglase voolu ja kõrgema veetemperatuuriga toitaineterikas vesi on meeliselupaigaks mitmetele veeselgrootutele. Kõrgenenud veetemperatuur soodustab füto- ja zooplanktoni arengut, mis on toiduahelas oluliseks algüliliks (Janiszewski jt, 2014). Näiteks Kanadas Miqueloni järve territoriaalpargis on vesikirbud (*Daphnia*) arvukaimad just kopratiikides (Hood & Larson, 2014). Ka röövtoiduliste



selgrootute osakaal on kopraatikides suurem võrreldes tiikidest üla- ja allavoolu jäävate aladega (Anderson & Rosemond, 2007). Kopraatiike võivad asustada ka sellised liigid, kes enne antud veekogust puudusid. Näiteks Leedus leiti vaid kopraatikidest selline liik nagu harilik loidtiib (*Sialis lutaria*) (Pliūraitė & Kesminas, 2012). Kuid selgrootute liigirikkus on kopraatikides siiski väiksem kui kobraste mõjuta märgaladel. Näiteks kobraste mõjutatud aladel on vähem pistesääski (*Culisidae*) kui teistel märgaladel. Selle põhjuseks peetakse selgrootute kiskjate arvukust kopraatikides (Hood & Larson, 2014). Kobraste tegevusega tiikidesse sattunud setted ning orgaaniline materjal võib vähendada mikroelupaikade mitmekesisust tiikides, vähendades seeläbi sealsete selgroogsete mitmekesisust (Anderson & Rosemond, 2007; Pliūraitė & Kesminas, 2012), samas kui selgroogsete põhjaelustiku biomass suureneb. Biomass suureneb, sest detriivooride ja kogujate osakaal tõuseb tänu peenefraktsioonilise orgaanilise materjali rohkusele nendes elupaikades (Anderson & Rosemond, 2007). Põhjaelustikus domineerivad kopraatikides surusääsklased (*Chironomidae*), näiteks harilik surusääsk (*Chironomus plumosus*) ja väheharjasussid (*Oligochaeta*) (Pliūraitė & Kesminas, 2012).

Aeglane või seisev vesi ja toitainete rohkus tagab elupaiga ka veetaimedele. Sügavamatel veealadel leidub näiteks vesiroose (*Nymphaea*), vesikatku (*Elodea*) ja kardheina (*Ceratophyllum*), madalamatel aladel aga hundinuiasid (*Typha*), jõgitakjaid (*Sparganium*) ja soovõhke (*Calla*) (Knudsen, 1962). Täpsemaid uuringuid kopraatiikide taimedest autor ei leidnud.

Kuigi koprad loovad rändebarjääre ning kindlaid veetingimusi eelistavatele kaladele ebasobivaid tingimusi, on kopraatiigid paljudele kaladele siiski ka elupaigaks. Muutes veekogusid sügavamaks ning luues ühendusi veekogude vahele on koprad muutnud turbaalad kaladele sobivaks (Ray jt, 2004). Kopraatikidest on leitud rohkesti lepamaimu (*Phoxinus phoxinus*), vähemal määral ka võldast, haugi ja lutsu (*Lota lota*) (Hägglund & Sjöberg, 1999). Kopraatiigid loovad kaladele sobivaid tingimusi nagu stabiilne veetemperatuur, piisavalt varjumispaiku ja toitaineid (Janiszewski jt, 2014). Põuastel aastatel võivad kopraatiigid olla kaladele ainukesed sobiliku veetasemega veekogud (Knudsen, 1962). Kopraatiigid on kaladele olulised elupaigad ka talvel, sest need ei külmu põhjani ning võimaldavad seeläbi jääkatte all liikuda (Cunjak, 1996).

Kopraatiigid on pesitsemis- ning toitumisalaks lindudele (Aznar & Desrochers, 2008), eriti veelindudele (Knudsen, 1962). Näiteks Ameerikas Wyomingis vaadeldi seitset

veelinnuliiki: piilpart (*Anas crecca*), sinikael-part (*Anas platyrhynchos*), sini-rägapart (*Anas discors*), puna-rägapart (*Anas cyanoptera*), mõrsjapart (*Aix sponsa*), rääkspart (*Anas strepera*) ja Ameerika viupart (*Anas americana*). Neist vaid sini-rägaparti kohtas kobraste mõjuta alal (McKinstry jt, 2001). Partidest on kopradiikides arvukas ka sõtkas (*Bucephala clangula*) (Nummi & Holopainen, 2014). Mida rohkem on alasid varjumiseks ning mida suurem on tiigi pindala, seda rohkem sigivaid ning elutsevaid parte tiikidel leidub (Brown jt, 1996; Nummi & Hahtola, 2008). Näiteks Soomes Evo uuringualal on aastas kopradiigi kohta keskmiselt 1,48 parti ning kobrasteta tiigis 0,43 parti (Nummi & Holopainen, 2014). Kevadisel ja sügisesel rändel on kopradiigid veelindudele puhke- ja toitumispaiaks (Knudsen, 1962). Metskurvitsat (*Scolopax rusticola*), kellele on toiduotsinguil oluline mudaste kallastega veekogude olemasolu, on just kopraaladelt leitud kõige rohkem (Knudsen, 1962). Toidurohkus meelitab kobraste muudetud aladele ka must-toonekured (*Ciconia nigra*) (Janiszewski jt, 2014).

Kopradiigid on oluliseks toitumis-, elu- ja sigimispaiaks paljudele kahepaiksetele ja roomajatele (Russell jt, 1999). Kopra üleujutusosalad pakuvad kahepaiksetele piisavalt sooja temperatuuriga vee-elupaiku ning toiduks selgrootuid (Janiszewski jt, 2014) ja planktonit. Konnadest on levinud rabakonn (*Rana arvalis*), rohukonn (*Rana temporaria*) kui ka harilik kärnkonn (*Bufo bufo*) (Vehkaoja & Nummi, 2015). Rohukonna kudu on kopradiikidest leitud rohkem kui inimtekkelistes tiikidest või lammipealsetest veekogudest (Dalbeck jt, 2014). Võrreldes teiste vesiste aladega on just kopradiikides konnaliike kõige rohkem. Tänu külluslikule taimkattele ning kõrgemale veetemperatuurile on kopradiigid mitmekesised elupaigad ning seetõttu asustavad neid erineva elupaiganõudlusega liigid (Vehkaoja & Nummi, 2015; Hossack jt, 2015). Kopradiikide läheduses elavad ka roomajad, näiteks mitmed sisalikud ja maod. Roomajaid leidub enamasti vanemate kopradiikide ligiduses (Russell jt, 1999). Näiteks on kopraalad olulised Euroopa sookilpkonnale (*Emys orbicularis*) (Janiszewski jt, 2014).

Imetajad võivad samuti kobraste muudetud aladel leida toitumis- ning elupaika. Kobraste mõjutatud aladelt on leitud näiteks saarmast (*Lutra lutra*), mügri (*Arvicola amphibius*) ning ondatrat (*Ondatra zibethicus*) (Janiszewski jt, 2014). Saarmas on kopraaladest sõltuv eriti talvel, sest paisutatud vesi pakub varjet ning toitu (Laanetu, 1997). Mitmed organismid, keda kobraste tegevus muidu ei mõjuta, kasutavad kobraste

alasad toitumispaigana, jahtides seal elutsevaid loomi ning tarbides taimi. Sellised on näiteks kährikkoer (*Nyctereutes procyonoides*), tuhkur (*Mustela putorius*), rebane (*Vulpes vulpes*) ja nirk (*Mustela nivalis*) (Laanetu, 1983). Aladelt on toitu otsimas nähtud ka minki (*Neovison vison*), karu (*Ursidae*) ja hirvi (*Cercus*) (Knudsen, 1962). Rohkem kui inimtekkelistel või looduslikel märgaladel on just kopraaladel täheldatud elutemas ja toitumas nahkhiiri nagu põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*) ja veelendlane (*Myotis daubentonii*) (Nummi jt, 2011).

### **3.7 Kobraste majanduslik mõju**

Kobraste tekitatud üleujutuste ning langetustega kaasneb pahatihti inimestele materiaalne kahju, kui kopra tegevusalad jäävad heinamaade (Laanetu, 1983), karjamaade, riisipõldude (Fitzgerald & Thompson, 1988), viljapõldude, majandavate metsade (Knudsen, 1962) ning viljapuuaedade (Fitzgerald & Thompson, 1988) lähistele. Üleujutuste tulemusel hävineb saak ning vähenevad alad, mida saaks loomade karjatamiseks kasutada (Fitzgerald & Thompson, 1988). Suureks probleemiks on teede alt läbi minevate sadeveetorude kinnikattumine kobraste ehitustegevusega kaasnevate rusude tõttu, mis toob kaasa teede üleujutuse (Borrecco & Black, 1990). Kuna koprad ehitavad tamme ka metsakuivenduskraavidele (Naiman jt, 1994), siis ujutavad nad üle ka metsateid ja sihte. Metsamaade ja väärtuslike puude osakaalu vähendab ka puude langetamine kobraste poolt (Knudsen, 1962). 1988. aastal hinnati Californias kobraste kümne aasta kahjustuse kogukulu ühele miljonile USA dollarile (Fitzgerald & Thompson, 1988). Ameerikas läbiviidud uuring maaomanike suhtumisest kobrastesse näitas asjaolu, et suhtumine on seotud kobraste mõjuga. Kus tulemuseks oli üleujutusega hävinev mets või põllumaa, siis nähti kopraid tüütutena ning sooviti kobrastest vabaneda. Kui mõju oli aga väike, suhtuti kobrastesse toetavamalt (Jonker jt, 2006).

Inimesed saavad kobrastest majanduslikult ka kasu. Näiteks on kobras jahiloom, kelle liha ja karvkatet on inimesed tarbinud läbi aja. Kobraste paisutatud aladel saab pidada jahti partidele ning püüda kalu. Kobraste tiikidest saab ammutada vett kariloomade tarbeks ning põuastel aegadel isiklikuks tarbeks (Wigley & Garner, 1987).

## **4. Kobraste kasutamine märgalade taastamisel**

### **4.1 Kobraste kasutamine inimeste seatud eesmärkide täitmiseks**

Koprad loovad märgalaid, paisutavad juba olemasolevate alade veetaset ning loovad seeläbi elupaiku veest sõltuvatele liikidele. Seda on oma uuringutega kinnitanud mitmed teadlased (Johnston & Naiman, 1990; McKinstry jt, 2001; Syphard & Garcia, 2001; Cunningham jt, 2006). Järjest enam on täheldatud ka kobraste potentsiaali degradeerunud ökosüsteemide parandamisel, eriti just jõgede loodusliku sängi ning jõgedevõrgustiku taastamisel. Näiteks kasutatakse neid jõgedel, mis on uuristanud voolukanali sügavale maapinda, kaotades nii ühenduse lammidega. Kopratammidega kaasnev settimine ja voolusängi tõstmine võivad aidata sellistel jõgedel taastuda (Pollock jt, 2011; Pollock jt, 2014). Välja on antud ka raamat „The Beaver Restoration Guidebook“ (Pollock jt, 2015), mis kujutab endas juhist kobraste kasutamiseks ökosüsteemide taastamisel. Enamik raamatu sisust põhineb reaalsel praktikal, aga teadusartiklites on sealset infot kajastatud vähe. Seal on kirjeldatud kobraste tegevuse mõju ümbritsevale elustikule ning kobraste ümberasustamise ja kasutamise alustalaid. Samuti on seal nii mõnigi näide sellest, kuidas Ameerika Ühendriikide lääneosas loodud või taastatud märgaladel soodustati kobraste tegevust, mis aitaks loodud või taastatud märgala parendada.

Kobraste abil saab märgalaid taastada mitmel moel. Näiteks saab kobraste ehitustegevust soosida aladel, kus nad juba elavad (Macfarlane jt, 2015). Teine võimalus on asutada neid aladele, kus neid varasemalt pole olnud, kuid kus soovitakse märgala taastada (Albert & Trimble, 2000). Mõlemal juhul on vaja aga piisavalt toiduvarusid kaldapealsetel ning stabiilset ent paisutamist vajavat veetaset, mis tagaks kobraste ehitustegevuse (Macfarlane jt, 2015). Ühe mõjutajana tammide ehitamisel võib olla ka voolava vee hää, mis on oluline initsiaator tammide ehitamiseks (Müller-Schwarze & Sun, 2003).

Peatükis 2 „Materjali kogumine“ välja toodud otsingumootorite ja otsingufraaside kasutamine andis vaid kolm näidet selle kohta, kuidas kopraid on inimeste poolt mingile alale asustatud eesmärgiga taastada sealseid märgalaid. Kobraste ümberasustamine taastamise eesmärgil on aga üpris vana traditsioon ning seda on tõenäoliselt tehtud rohkem kui allpool toodavad näited. Näiteks on kaks mitte-teaduslikku kirjutist

Ameerikast, „Beaver Restoration across Boundaries“ (Haddock, 2015) ja „Methow Beaver Project“ (Methow..., 2013), mis kirjeldavad kobraste käitumist peale ümberasutamist uuele alale. Samuti kirjeldavad need kobraste taastamistegevust ja sellega kaasnevat mõju ümbritsevale elustikule.

Ameerikas Wyomingi edelaosas Carrant Creeki ojal viidi 1981–1982. aastal läbi projekt, millega sooviti taastada väärtuslikke kaldapealseid ning veesisesid elupaiku alal elavatele organismidele nagu linnud ja kalad. Selleks taasasustati alale Kanada koprad. Koprad toodi piirkondadest, kus nende tegevus tekitas kahju. Soosimaks kobraste ehitustegevust, pandi kaldapealsetele aladele toiduks ning tammide ehituseks haavapuid. Teise projektiaasta lõpuks olid koprad ehitanud kolm suurt tammide kompleksi. Tammide ehitusel vähenes jõevoolu kiirus, kuhjusid setted ning see tõi kaasa kõrgendatud veetaseme. Kolmanda aasta lõpuks oli kaldapealsel näha pesitsemas sinikael-parti ning toitumas hirvi. Kokku tõusis lindude liigirikkus 20%. Veekogu asustasid meriforell (*Salmo trutta*) ja vikerforell (*Oncorhynchus mykiss*) (Apple, 1985).

Sarnane projekt viidi läbi ka New Mexicos Zuni reservaadis, mille eesmärgiks oli taastada sealseid märgalasid ning kaldapealseid alasid. Need alad on liigilise mitmekesisuse tõttu suure väärtusega, kuid ulatuslik kobraste väljapüüdmine ning otsene või kaudne inimtegevus on viinud nende hävimiseni. Kaldapealsete elupaikade taastamiseks taasasustati koprad alale ning sarnaselt eelmise projektiga neilt aladelt, kus maaomanikud või põlluharijad kurtsid kobraste tekitatud kahjustustest. Kopraid asustati ojadele, mille kaldataimestikus leidis piisavalt toitu, ent mis ei sisaldanud aasta läbi vett. Kobraste loodud tammid aeglustasid ka selle uuringu aladel veevoolu ja soodustasid setete kuhjumist, mille tulemusena laienes jõesäng. Taastamise tulemusel moodustusid aladele aastaringselt veega kaetud tiigid ning suurenes veega kaetud alade pindala. Kaldapealse taimestiku kasv vähendas kallaste erosiooni ning suurendas loomade mitmekesisust kaldapealsetel aladel. Näiteks laienes kopratammide lähistel ohustatud linnuliigi *Empidonax traillii extimus* levila. Peale kobraste taastamist asustas ala ka ohustatud käoliik *Coccyzus americanus* (Albert & Trimble, 2000). Mõlema uuringu puhul taastati alasid, kus koprad olid ajalooliselt olnud. Uuringute tegijad usuvad, et alade degradeerumist ning mitmekesisuse vähenemist võis lisaks inimtegevusele põhjustadagi kobraste kadumine alalt.

Kuigi eelnevates näidetes oli kobraste ümberasustamine edukas, ei tähenda see kindlalt edu igal pool. Näiteks Petro jt (2015) asustasid kopraid ümber eesmärgiga luua ja parandada lõhede elupaiku. Ameerikas Oregonis viidi Alsea jõe üheksale väljavalitud alale 38 kobrast. Ümberasustatud kobrastest ei jäänud ükski asustamisalale püsima. Kõik koprad liikusid keskmiselt 3 km kaugusele lahtilaskmise kohast, maksimum kaugus oli aga ligi 30 km. Esimese kolme kuu jooksul peale asustamist suri kolmandik kobrastest kiskluse, ümberasustamisega kaasneva stressi või küttimise tagajärjel. Ellujäänud koprad ehitasid 64 nädala jooksul vaid üheksa tamme, mis talvise suurenenud veevoolu tõttu hävisid. Miks aga koprad nii vähe tamme ehitasid, jäi uuringu käigus ebaselgeks (Petro jt, 2015).

#### **4.2 Kobraste kasutamise eelised märgalade loomisel ja taastamisel**

Kobraste kasutamise eeliseks märgalade loomisel ja taastamisel on nende looduslikkus võrreldes tehismärgaladega (Hood & Bayley, 2008). Inimesed ei pruugi märgalade loomisel ja taastamisel mõista kõiki loodusliku seisundi ning seotud liikide taastumiseks vajalikke aspekte (Zentner jt, 2003) ja eduks vajalikke looduslikke suhteid. Näiteks taastatud ala koloniseerimist tamiedega võib soodustada hoopis eelnev mullaelustiku rikastamine (Holmes & Richardson, 1999). Sageli vajavad inimkonstrueeritud märgalad edukaks toimimiseks pikaajalist järelhooldust. Näiteks võib vajalik olla hüdroloogiliste tingimuste kontrollimine vee pideva lisamisega märgaladele (Mitsch jt, 2005) ning inimõju eemaldamine (Cui jt, 2009).

Kobraste ehitatud tammid võivad püsida aastakümneid ning seeläbi luua kaua püsivaid märgalaid (Johnston & Naiman, 1990). Seda seetõttu, et koprad hooldavad pidevalt alal olevaid tamme ning nende purunedes ehitavad need uuesti üles (Żurowski, 1992). Ka kobraste lahkudes võivad tugevad tammid aastaid toimivatena püsida (Knudsen, 1962). Näiteks Ameerikas Michiganis Ishpemingi ala jõgedel asuvad kopratiigid on pea 150 aasta vanused. 1868. aastal avaldatud Lewis H. Morgani raudteekaardil on näha 64 kopratammi, millest 46 eksisteerivad veel ka tänapäeval ning 16 tammi juurde moodustunud kopratiigid on praegugi püsivad. Isegi kui vahepeal on olnud kobrastevabu aastaid, on nad toidutaimede tagasikasvamisel alale uuesti tagasi tulnud ning tamme tervena hoidnud (Johnston, 2015). Inimloodud tammide vanus on aga enamasti väiksem. Ka inimloodud tammid vajavad aeg-ajalt parandamist ent mingil hetkel võib nende konstruktsioon olla ohtlikult läbi kulunud. Sellistel puhkudel tammid

pigem lammutatakse (Pohl, 2002). Koprataimide positiivne omadus on veel see, et kuigi nad võivad luua kalade rändetõkkeid, leidub ikkagi võimalusi allavoolu liikuda, näiteks suurvee ajal (Gard, 1961). Inimtekkelised tammid takistavad aga kalade rände täielikult (Pohl, 2002).

Suurimaks eeliseks kobrae kasutamisel märgalade taastamisel on aga nende väikene kulukus. Sõltuvalt märgalade tüübist ning loomis- ja taastamistöde ulatusest võib märgalade loomine ja taastamine inimtekkeliselt maksma minna kümneid kui mitte sadu tuhandeid dollareid (Zentner jt, 2003) või eurosid (Alfranca jt, 2011). Näiteks maksis Ameerikas 1994. aastal veetaseme hoidmiseks mõeldud betoonstruktuuri rajamine 20 000 USA dollarit, samas kui kopra pesakonna ümberasustamine uuele alale maksis vaid 150 USA dollarit (Marston, 1994). Praeguseks on mõlema tegevuse hinnad kindlasti kerkinud, kuid kulutuste vahe on siiski nähtav.

## **5. Koprast Eestis**

### **5.1 Kobraste levik Eestis**

Eestis leidub kopraid igas maakonnas, ent nende arvukus on suurim Kagu-Eestis ning väikseim saartel. Nii Saaremaal kui Hiiumaal on neid loendatud alla saja isendi. Võrumaal on kopraid loendatud kõige arvukamalt, ligi 1900 isendit (Veeroja & Männil, 2015). Kobraste levikut Eestis soodustab näiteks sobilike veekogude olemasolu, piisav talviste toiduvärrude kättesaadavus jõgedel ning piirab sage laevatamine suurematel jõgedel (Laanetu, 1971). Kobrastele sobivad veekogud on näiteks Võhandu ja Pärnu jõe ülemjooksu alad, Emajõgi koos lisajõgedega ning paljud suuremad järved (Laanetu, 1971), ent neid leidub arvukalt ka teistel veekogudel.

Alates seitsmekümnendatest, mil algasid ka süstemaatilised metsakuivendustööd Eestis, on koprad rohkesti asustanud maaparanduskraave ja -kanaleid. Eriti rohkelt on koprad kuivenduskraave asustanud Lõuna-Eestis Tartu ja Põlva maakondades. Maaparanduskraavidele ja -kanalitele ajendas kopraid minema asjaolu, et suureneva arvukuse tõttu olid muud sobivad elupaigad juba asustatud (Laanetu, 1997). Maaparanduskraavide asustamise eeldused on võsastunud kraavipealne ning aeglane vool, mis tähendab, et inimesepoolne kraavide hooldamine peab puuduma (Laanetu, 1983).

### **5.2 Kobraste võimalik kasutamine Eestis märgalade loomisel ja taastamisel**

Uuringuid kobraste kasutamisest Eestis märgalade rajamisel ja taastamisel autor ei leidnud, mistõttu püüab autor pakkuda võimalikke alasid, kus kopraid saaks Eestis kasutada märgalade taastamisel ja rajamisel. Peatükis 4 „Uuringud kobraste tegevusest“ toodud näidete põhjal võib väita, et kopraid on edukalt kasutatud märgalade taastamisel ning seega võib järeldada, et ka Eestis oleks võimalik kopraid sarnasel eesmärgil kasutada.

Kobraste kasutamise eelduseks ökosüsteemide taastamisel on neile sobiva elupaiga ning piisavate ressursside tagamine (Fryxell, 2001). Sellised on veekogud, kus on piisavalt toitu nagu haab ja paju ning püsivalt vett. Näiteks võiks neid veekogusid leida Eestis niiske lamminiidu kasvukohatüübis, kus esineb vähesel määral nii haaba kui paju ning sobivaid veetingimusi. Ka liigivaese soostunud niidu kasvukohatüübis on tingimused



täidetud. Haaba ja paju leidub veel Eestis enamlevinud mustika kasvukohatüübis (Paal, 1999). Kõikide alade puhul tuleb aga arvestada, et kobraste tegevus kasvukohatüüpi ei kahjustaks. Kuna kobras toitub vajadusel ka teistest puuliikidest, siis ei ole nende kasutamine välistatud ka teistes kasvukohatüüpides. Seega võiks kobraste kasutamise alustalaks ollagi neile eluks sobiliku elupaiga kujundamine alale, kus on täidetud nende põhinõudmised toidule ja veetingimustele.

Kopraid tuleks märgalade loomisel ja taastamisel kasutada sellistel veekogudel, kus nende üleujutused leviks võimalikult suurel maa-ala. Sellised üleujutused esinevad enamasti veekogudel, mille langus on väike ning kaldad madalad. Näiteks Alutaguse veekogud ja Peipsi-äärne madalik on piirkonnad, kus kobraste üleujutused levivad suurel alal (Laanetu, 1997). Seetõttu võiks teiseks kobraste kasutamise põhitalaks olla nende tegevus soodustamine selliste kriteeriumitega veekogudel, sest siis on saadav kasu ning loodetav loomis- või taastamisedu kõige tõenäolisem ja suurem.

II maailmasõja järel algas Eestis ulatuslik märgalade kuivendamine (Müür, 2009), mis on märgalade hävimise üks peamisi põhjuseid. Maaparanduskraavid on kobrastele elupaigaks üle Eesti (Laanetu, 1997). Koprad asustavad selliseid maaparanduskraave, mis on piisavalt suured, et koprad saaks neis liikuda ja elada, ning mille kaldad on kaetud piisava toidu- ja ehitusvaruga. Seetõttu võiks kopraid kasutada Eestis neil kraavitatud aladel, kus on vaja vähendada kuivenduse mõju, näiteks kuivendatud märgaladel. Näiteks võiks kopraid kasutada rabade kuivenduskraavidel, taastamaks sealset veerežiimi (Whitfield jt, 2006). Selline võiks olla näiteks Endla soostik, mille veetase on inimõju tulemusel alanenud (Müür, 2009). Ka võiks taastada kobrastega näiteks kuivendatud turbaalade veetaset.

Kopraid võiks kasutada kuivenduskraavidel ka seetõttu, et taastada või luua kvaliteetseid elupaiku kuivenduskraave asustavatele liikidele. Kuivenduskraavide elutingimused ei pruugi olla väga head, sest need võivad põuastel aegadel kuivada (Suislepp jt, 2011). Näiteks ei pruugi kuivenduskraavides sigiva rabakonna, rohukonna (Remm jt, 2015; Vehkaoja & Nummi, 2015), harivesiliku (*Triturus cristatus*), tähnikesiliku (*Lissotriton vulgaris*) ja hariliku kärnkonna kullest seetõttu moonet läbida (Suislepp jt, 2011). Koprad loovad aga aasta läbi veega kaetud süsteeme, parandades nii sigimistingimusi Eesti kahepaiksetele. Ka võivad aasta läbi veega kaetud maaparanduskraavid olla sobivaks elupaigaks saarmale (Ulevičius jt, 2009). Kuna

saarma elupaigad kattuvad suuresti kobraste elupaikadega, siis loovad koprad neile soodsad elu- ja toitumistingimused ning seeläbi tagavad saarma soodsa seisundi (Peipsiveere..., 2014). Maaparanduskraavid on seega ühed võimalikud taastatavad veekogud Eesti alal, seda tänu nende rohkusele üle Eesti, nende laialdasele kasutamisele kobraste poolt ning nende olulisusele elupaigana. Kuivendatud alade taastamisel tuleks aga arvestada sellega, et kraavide kuivades põuastel aastatel võivad koprad hukkuda või alalt lahkuda.

Kuna teine olulisem märgalade hävimist kiirendav tegur on ka jõgede ja ojade õgvendamine (Bobbink jt, 2006), siis võiks kaaluda kobraste kasutamist ka nende loodusliku sängi taastamisel. On pakutud, et koprad suuavad tammide ehitamise ja sellega kaasneva settimisega taastada süvendatud jõgede looduslikku sängi ning luua jõgede võrgustikku (Pollock jt, 2011; Pollock jt, 2014). Taastamine võiks toimuda sellistel õgvendatud jõgede ja ojade lõikudel, kus inimtegevus on vähene. Seda seetõttu, et siis ei häiri kobraste tegevus inimesi ning vastupidi. Lisaks looks taastatud jõed ja ojad lisa kudemisalasid kaladele, näiteks haugidele (Poolsiirdekalade..., 2015). Näiteks Puhatu looduskaitsealal aitab kobraste tegevus taastada jõgede looduslikku sängi ning aeglustab nii vee väljavoolamist märgalalt (Prii, 2010). Selliseid veekogusid on Eestis kindlasti veelgi. Loodusliku sängi taastamine ning tammidega aeglustuv veevool võib aidata kaasa ka kaldaerosiooni vähendamisele. Jõgede ja ojade looduslikkuse taastamine kobraste tegevuse tulemusel on seega samuti oluline viis märgalade taastamiseks.

Kopraid võiks kasutada märgalade loomisel ja taastamisel neil aladel, kus sellest saavad kasu olulised või ohustatud liigid. Sellised võiksid olla näiteks piirkonnad, kus kahepaiksete arvukus on inimtegevuse tagajärjel vähenenud. Eestis on põhiliseks kahepaikseid ohustavaks teguriteks sigimisveekogude hävimine või nende kvaliteedi langus kuivendamise, võsastumise, prahistamise, kaladega asustamise jm tagajärjel (Adrados jt, 2010). Uuringutest on selgunud, et punasesse nimistusse kuuluvad kahepaiksed nagu harilik kärnkonn, rohukonn, mudakonn (*Pelobates fuscus*), veekonn (*Pelophylax* kl. *Esculentus*), tiigikonn (*Pelophylax lessonae*), rabakonn ja harivesilik (Janiszewski jt, 2014; Gschwend, 2015; Vehkaoja & Nummi, 2015) asustavad kobraste loodud märgalasid. Seetõttu võikski kopraid kasutada ka Eestis kahepaiksete sigimisveekogude taastamisel. Just kobraste paisutatud tiigid on Karula rahvuspargis mudakonnale, aga ka raba- ja rohukonnale tähtsaks kudemiskohaks. Kobraste positiivset

mõju kaitsealustele kahepaiksetele on täheldatud ka Puhatu looduskaitsealal, kus kahepaiksed kasutavad kobraсте üleujutatud ala Agusalu ojal (Prii, 2010). Liike, kes sõltuvad märgaladest ning kes on nende vähenemise tõttu ohustatud, on aga rohkelt. See jällegi kinnitab kobraсте võimalikkust ja vajalikkust märgalade loomisel ning taastamisel liikide kaitse seisukohalt.

Kobraсте kasutamist võiks kaaluda näiteks kaitsealadel, mille eesmärgiks on kaitsealal olevate märgalade taastamine ning säilitamine ja/või nende ohustatud liikide kaitse, keda kobraсте tegevus positiivselt mõjutab. Näiteks kasutatakse kopraid Peipsiveere looduskaitsealal. Seal on kobraсте kütmine piiratud, sest tema arvukus mõjutab tihedalt saarmaste arvukust. Sellel looduskaitsealal saavad kopra tegevusest kasu ka teised liigid, kes on kaitse-eeskirjaga määratud kaistealusteks liikideks, nagu must-toonekurg ja rabakonn (Peipsiveere..., 2013). Paisutustegevus ei tohiks aga kahjusta kaitseala kaitse-eesmärgis olevaid vääriselupaiku nagu vanad lodumetsad ja liigirikkad madalsood (Peipsiveere..., 2014). Kobraсте tegevus on soovitud veel ka näiteks Puhatu looduskaitsealal, kus nende tegevus soodustab kahepaikseid ja sealsete õgvendatud jõgede parandamist. Ka Alam-Pedja looduskaitsealal on nende tegevus soovitud, sest hoolimata nende sealsest suurest arvukusest, ei ole täheldatud kobraсте negatiivset mõju (Prii, 2010). Kuna paljud kaitsealad soovivad kobraсте tegevust, on nende kasutamine seal kasulik.

Paljudel kaitsealadel on aga kaitsekorralduskavas kopra tegevuse piiramine. Need on sellised kaitsealad, kus kopra tegevusel on negatiivne mõju looduskaitsealal olulistele liikidele. Näiteks Pärlijõe hoiualal kahjustab kobraсте tegevus sealse jõevähi (*Astacus astacus*) populatsiooni, mistõttu on kobraсте tegevus seal piiratud. Ideaalseks peetakse seda, kui kaitsealal puuduks kobraсте paisutustegevus täiesti (Pärlijõe..., 2015). Ka Varangu looduskaitsealal on kobraсте tegevus pigem kontrollitud ja mitte soovitud. Näiteks võib kobraсте paisutustegevus kahjustada kaitsealuseid liike ja nende elupaiku nagu kaunis kuldking (*Cypridium calceolus*) ning kaitsealuseid elupaiku nagu allikasood (Varangu..., 2013). Kuna kobraсте tegevus mõjub negatiivselt ka ebapärlikarbile (Rudzīte, 2005), siis piiratakse kobraсте tegevust ka Lahemaa rahvuspargis Pudisoo jõel (Lahemaa..., 2015), kus on Eestis ainuke teadaolev ebapärlikarbi elupaik. Seega on Eestis mitmeid alasid, kus kobraсте ehitustegevust

peaks pigem piirama, sest kasu asemel toob see hoopiski kahju looduskaitsele väärtuslikele liikidele või elupaikadele.

Paljud koprad paiknevad sellistel aladel, kus nende tegevus tekitab inimestele majanduslikku kahju. Näiteks leidub kopraid kuivenduskraavidel, mis ääristavad haritavaid põllumaid ja metsamaid. Selle tulemusel võivad aga põllud ja metsad üleujutada. Seega tuleks kobraste kasutamist kaaluda neil aladel ja veekogudes, kus nende tegevus on inimestele talutav, sest seal on nad kõige tulusamad. Seega, kui kaaluda näiteks kobraste ümberasustamist uuele alale, tuleks võtta isendeid sealt, kus nende tegevus tekitab kahju nii ümbritsevale elustikule kui inimesele, ning viia nad alale, kus neid on vaja. See vähendab kobraste negatiivset mõju. Võib-olla parandab see ka inimeste suhtumist kobrastesse ning tõstab teadlikkust koprast kui olulisest märgalade taastajast ja ökosüsteemi ümberkujundajast.

## 6. Järeldused

Koprad on olulised ökosüsteemide ümberkujundajad, kes oma elutegevusega loovad elupaiku paljudele liikidele. Nende olulisust on eriti täheldatud just inimtegevuse või kopra enda kadumise tõttu hävimisohus vooluveekogude kaldapealsete koosluste taastamisel. Ameerika Ühendriikides Wyomingis ja New Mexico asustati kopraid aladele, kus sooviti taastada kaldapealseid elupaiku. Projektid olid edukad: taastus kaldapealne taimestik ning ala asustasid mitmed loomad, sealhulgas ohustatud liigid. New Mexico Zuni reservaadis laienes kopratammide lähistel ohustatud linnuliigi *Empidonax traillii extimus* levila ning peale kobraste taastamist asustas ala ka ohustatud käoliik *Coccyzus americanus* (Albert & Trimble, 2000). Wyomingis tõusis aga lindude liigirikkus 20% (Apple, 1985). Edu ei ole aga alati kindel. Ameerikast on ka näiteid sellest, kuidas koprad surevad või liiguvad hoopiski teistele aladele peale nende ümberasustamist. Põhjuseks võivad olla kisklus, ümberasustamisest tingitud stress ning inimtegevus (Petro jt, 2015). Sellest võib järeldada, et kuigi alati ei pruugi kobraste kasutamine tagada edu, on see ikkagi üks võimalik viis märgalade taastamiseks.

Inimesed on mõistnud, et koprad on odavam võimalus mingi ala taastamiseks. Kopra koloonia ümberasustamine maksab märgatavalt vähem kui tehniliku konstruktsiooni loomine veetaseme kontrollimiseks (Marston, 1994). Samuti on nähtud, et kobraste rajatud tammid on ajas vastupidavamad. Pideva hoolduse korral võivad need kesta aastakümneid, kui mitte aastasadu (Johnston, 2015). Kobraste kasutamine taastamis- ja loomisprojektides eeldab aga teatud baastadmisi kobraste toidulaua ning elupaiga eelistustest (Fryxell, 2001). Tagades kobrastele sobivad tingimused, on suurem tõenäosus edukaks taastamiseks või loomiseks. Samuti tuleb arvestada sellega, et kobraste tekitatud üleujutus ei mõju igal veekogul samamoodi, vaid madalamate kallastega aladel on üleujutus suurem ning seega ka mõju olulisem (Laanetu, 1997). Seega, teades peamisi kobraste tegevust soosivaid faktoreid, on nende kasutamine ala taastamiseks odavam ning looduslikum lahendus.

Kobraste kasutamisel tuleb arvestada, et nende tegevus ei too endaga alati kaasa vaid positiivset. Negatiivne mõju ilmneb näiteks kiirevoolulistel jaheda temperatuuriga ojadel elavatele liikidele, kelle elupaigad muutetakse aeglasevoolulisteks ning soojemaks. Samuti on negatiivne see, et tammid võivad olla rändetõkkeks forellidele

ning kuhjata kalade kudemiskohad (Knudsen, 1962). Kobraste tegevuse tagajärjeks võib olla keskkond, mis on vastuvõtlik invasiivsetele taimedele (Perkins & Wilson, 2005). Samuti on konflikt inimese ja kobraste vahel suurem inimeste poolt ümberkujundatud aladel, näiteks kuivendatud metsades ja põllumaadel. Positiivne on kobraste puhul see, et nende tegevus muudab maastiku heterogeensemaks ning seetõttu tõuseb ka liigirikkus maastiku skaalal. Märjalade taastamisega kasvab märjalade pindala ning sellest saavad kasu mitmed organismid, sealhulgas ka inimene. Seega tuleb kobraste kasutamisel arvestada kõiki aspekte ning leida parim viis ning koht kobraste kasutamiseks.

Eestiski on märjalad hävinud nii kuivendamise kui ka jõgede ning ojade õgvendamise tõttu. Samuti on Eestis levinud koprad, asustades mitmeid veekogusid ja maaparanduskraave. Ühtegi teaduslikku tööd kobraste kasutamisest Eestis autor ei leidnud. Mitmed kaitsealade kaitsekavad aga soosivad kobraste tegevust kaitsealal, sest sellest saavad kasu kaitseala kaitsealused liigid. Võimalikke alasid, kus kopraid saaks veel kasutada, on piisavalt. Seega võib ainult oletada, et tagades kobrastele sobivad elutingimused ja madalate kallastega alad, võib nende tegevust ka Eestis kasutada. Kobraste tegevust võiks Eestis soosida mitmetel aladel, kus nad ei häiri inimesi ega tekita kahju. Sellised ongi näiteks looduskaitsealad, kus nende tegevus oleks kooskõlas kaitseala kaitse-eesmärkidega, aga ka näiteks kuivendusest mõjutatud sood ja rabad. Võimalikuks variandiks on ka mitmed teised veekogud, mille paisutamine ei ujuta üle eramaid, aga tagab elupaiga näiteks mitmetele veelindudele või ohustatud kahepaiksetele. Kobrastele sobivad näiteks Alutaguse veekogud ja Peipsi-äärse madaliku piirkonnad (Laanetu, 1997). Piirates kobraste tegevust aladel, kus see tekitab kahju, võib ehk kaasneda inimeste parem suhtumine kobrastesse ning suurenda teadlikkus koprast kui ökosüsteemi kujundajast.

## Kokkuvõte

Märgalad on väga ohustatud ökosüsteemid, millest on maailmas alles jäänud vähem kui pool. Märgalad on hävinenud kuivendamise, jõgede ja ojade õgvendamise, aga ka reostuse, turba kaevandamise ning invasiivsete võõrliikide tõttu. Märgaladel on aga suur tähtsus nii inimestele kui mitmetele organismidele nagu veelinnud ja kahepaiksed. Seetõttu on kasvanud märgalade kaitsmise vajadus. Märgalaid on hakatud looma ja taastama. Ka koprad loovad ja taastavad oma tegevusega märgalaid. Seetõttu peetakse kopraid ökosüsteemi ümberkujundajateks (*ecosystem engineer*). Ökosüsteemi ümberkujundajad mõjutavad oma tegevusega ümbritsevat keskkonda ning seeläbi ressurside kättesaadavust teistele liikidele.

Tammide ehitusega ujutavad koprad üle mitmesuguseid piirkondi. Just seeläbi tõstavad koprad märgalade osakaalu maailmas. Samuti suurendavad märgalade pindala kobrae kaevatud kanalid. Oma ehitus- ja kaevamistegevusega loovad koprad elu- ja toitumispaiku teistele organismidele, näiteks kahepaiksetele, veelindudele, kaladele, selgrootutele ja imetajatele, olles nii olulised liikide kaitses. Küll aga võivad tammid olla rändebarjääriks kaladele. Samuti kuhjavad tammide taha kogunenud setted kalade kudemiskohad. Aeglustunud vesi muudab kobrae aladel elavad reofiilsed kooslused aegalast vett eelistavateks kooslusteks. Kuna üleujutused ujutavad ka põlde, metsi, karjamaid ning eravalduseid, tekitavad need seeläbi inimestele majanduslikku kahju.

Ülemaailmselt on tehtud rohkelt uuringuid kobrae mõjust teistele organismidele ning märgaladele. Samuti on propageeritud nende võimalikku kasutamist ökosüsteemide taastamisel. Ameerikast on pärit aga vaid kolm teaduslikku uuringut, mis kirjeldavad kobrae reaalselt kasutamist selleks, et taastada märgalaid inimotstarbelisel eesmärgil. Kuigi osad kobrae kasutamisega seotud taastamisprojektid on olnud edukad, siis alati ei ole edu garanteeritud. Vähesest teaduskirjandusest hoolimata on kopraid kindlasti kasutatud veelgi. Ilmunud on mitmeid raamatuid ja kõiteid, mis kirjeldavad kobrae kasutamise alustalaid ning toovad näiteid taastamisprojektidest. Kobrae eelised inimeste poolt teostatud taastamise ees on nende looduslikkus, ehitiste püsivus ajas ning väiksem kulukus.

Kuna Eestis on mitmed märgalad samuti hävinenud nii kuivendamise kui jõgede ja ojade õgvendamise tõttu, siis leiab autor, et kopraid võiks kasutada nende taastamiseks

ka Eestis. Taastamisel ja loomisel tuleb aga silmas pidada, et kobrastele oleks tagatud sobivad elupaigad ning piisavalt toitu. Koproaid tuleks kasutada seal, kus nende tegevuse mõju ja taastamisedukus on suurim, ehk madalaste kallastega veekogudel, kus vesi saab vabalt levida. Samuti tuleks kopraid kasutada nendel veekogudel, kus taastamistegevus tagaks elupaiga teistele, sealhulgas ohustatud liikidele. Inimkahjustuste vältimiseks tuleks kopraid kasutada just seal, kus nende negatiivne mõju inimestele on väike, aga soodustav mõju teistele liikidele ning märgaladele suur. Sellised võiksid olla vähese inimasutusega alad, näiteks looduskaitsealad. Võimalikuks kobraste kasutuskohaks on ka sellised kuivenduskraavid, mille tammitamise korral koprad ei ujutaks üle kasutuses olevaid põllumaid.



## Summary

### BEAVERS AS ECOSYSTEM ENGINEERS IN NATURE CONSERVATION

Triin Väisanen

Wetlands are endangered ecosystems. Less than a half of the world's wetlands have been preserved. Wetlands have been degraded because of draining, channelization of rivers and streams and also because of the pollution, peat excavation and plants not native to the area. Wetlands have a large impact on humans and different organisms such as waterfowls and amphibians. For this reason the importance of conserving wetlands has increased. People have started to create and restore wetlands. The actions of beavers also do this. That is why beavers are considered to be ecosystem engineers. Ecosystem engineers influence the surrounding environment and the availability of resources for other species.

Beavers flood different areas by building dams. In that way they increase the amount of wetlands in the world. Beavers also increase wetland area by digging channels. With their building and digging activities beavers create habitats and foraging areas for amphibians, waterfowls, fish, invertebrates and mammals. In that way beaver are important in the conservation of these species. However, beaver dams can become barriers for migrating fish. In addition, sediments that accumulate behind beaver dams may bury fish spawning sites. Slowed water in beaver areas turns lotic habitats to lentic habitats. Beaver impoundments flood fields, forests, pastureland and private property creating economic damage to people.

Scientists all over the world have done many studies explaining how beavers affect other organisms and wetlands. It has been suggested that beavers could be used to restore ecosystems. There are only three scientific studies from America showing how beavers have actually been used to restore wetlands. Although some of the projects where beavers have been used have been successful, this is not always the case. A lack of scientific literature does not mean that beavers have not been used more. There are many books and volumes describing the basic things needed to know if using beavers and they also give examples about restoration projects. Compared to humans beavers are more natural engineers, their dams last longer than man-made dams and they are also more affordable.

Many wetlands in Estonia have been destroyed through draining and channelization and this is why the author thinks that beavers could be used to restore these ecosystems in Estonia. It should be noted in this type of restoration that beavers need a certain habitat and a sufficient amount of food. They should be used where their activity is most effective and successful. These are watersites that have low banks, because water can spread there. To avoid human detriment, beavers should be used in areas where their negative impact to humans is low, but their positive impact to other species and wetlands is great. These could be areas with little human activity, such as wildlife preserves. Beavers could also be used in drainage canals, where beaver impoundments would not flood fields used by human.

## **Tänuavaldused**

Minu suurim tänu läheb mu juhendajale, Maarja Vaikrele, suure töö ja vaeva eest. Tänuõnad ka Liina Remmile heade nõuannete eest. Palju tänu mu perekonnale, kes mulle alati toeks on.

## Kasutatud kirjandus

- Abbott, M.J., Fultz, B., Wilson, J., Nicholson, J., Black, M., Thomas, A., Kot, A., Burrows, M., Schafer, B. & Benson, D.P., 2012. Beaver-dredged canals and their spatial relationship to beaver-cut stumps. In *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 121, 91–96.
- Adrados, L. C., Rannap, R. & Briggs, L., 2010. Eesti kahepaiksete väälimääraja. Tallinn.
- Albert, S. & Trimble, T., 2000. Beavers are partners in riparian restoration on the Zuni Indian Reservation. *Ecological Restoration*, 18, 87–92.
- Alfranca, O., García, J. & Varela, H., 2011. Economic valuation of a created wetland fed with treated wastewater located in a peri-urban park in Catalonia, Spain. *Water Science & Technology*, 63, 891–898.
- Allen, A.W., 1983. *Habitat suitability index models: beaver*. Western Energy and Land Use Team, Division of Biological Service, Research and Development, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior.
- Amezaga, J.M., Santamaría, L. & Green, A.J., 2002. Biotic wetland connectivity—supporting a new approach for wetland policy. *Acta oecologica*, 23, 213–222.
- Andersen, D.C. & Shafroth, P.B., 2010. Beaver dams, hydrological thresholds, and controlled floods as a management tool in a desert riverine ecosystem, Bill Williams River, Arizona. *Ecohydrology*, 3, 325–338.
- Anderson, C.B. & Rosemond, A.D., 2007. Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia*, 154, 141–153.
- Anderson, C.B., Vanessa Lencinas, M., Wallem, P.K., Valenzuela, A.E., Simanonok, M.P. & Martínez Pastur, G., 2014. Engineering by an invasive species alters landscape-level ecosystem function, but does not affect biodiversity in freshwater systems. *Diversity and Distributions*, 20, 214–222.

- Apple, L.L., 1985. Riparian habitat restoration and beavers. *RR Johnson, CD Ziebell, DR Patten, PF Ffolliott, and PF Hamre (tech. Coords)*, 489–490.
- Aznar, J.C. & Desrochers, A., 2008. Building for the future: Abandoned beaver ponds promote bird diversity. *Ecoscience*, *15*, 250–257.
- Aubry, K.B. & Raley, C.M., 2002. The pileated woodpecker as a keystone habitat modifier in the Pacific Northwest. *USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-181*, 257–274.
- Berke, S.K., 2010. Functional groups of ecosystem engineers: a proposed classification with comments on current issues. *Integrative and Comparative Biology*, *50*, 147–157.
- Bobbink, R., Whigham, D.F., Beltman, B. & Verhoeven, J.T., 2006. Wetland functioning in relation to biodiversity conservation and restoration. In *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration*, 1–12. Springer Berlin Heidelberg.
- Borrecco, J.E. & Black, H.C., 1990. Animal damage problems and control activities on national forest system lands. *Proceedings of the Fourteenth Vertebrate Pest Conference, 1990*. Paper 8.
- Brown, D.J., Hubert, W.A. & Anderson, S.H., 1996. Beaver ponds create wetland habitat for birds in mountains of southeastern Wyoming. *Wetlands*, *16*, 127–133.
- Butler, D.R. & Malanson, G.P., 2005. The geomorphic influences of beaver dams and failures of beaver dams. *Geomorphology*, *71*, 48–60.
- Byers, J.E., Cuddington, K., Jones, C.G., Talley, T.S., Hastings, A., Lambrinos, J.G., Crooks, J.A. & Wilson, W.G., 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in ecology & evolution*, *21*, 493–500.
- Collen, P. & Gibson, R.J., 2000. The general ecology of beavers (*Castor* spp.), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish—a review. *Reviews in fish biology and fisheries*, *10*, 439–461.

- Cui, B., Yang, Q., Yang, Z. & Zhang, K., 2009. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China. *Ecological Engineering*, 35, 1090–1103.
- Cunjak, R.A., 1996. Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 267–282.
- Cunningham, J.M., Calhoun, A.J. & Glanz, W.E., 2006. Patterns of beaver colonization and wetland change in Acadia National Park. *Northeastern Naturalist*, 13, 583–596.
- Dalbeck, L., Janssen, J. & Völsgen, S.L., 2014. Beavers (*Castor fiber*) increase habitat availability, heterogeneity and connectivity for common frogs (*Rana temporaria*). *Amphibia-Reptilia*, 35, 321–329.
- Fitzgerald, W.S. & Thompson, R.A., 1988. Problems associated with beaver in stream or floodway management. *Proceedings of the Thirteenth Vertebrate Pest Conference*, 1988. Paper 40.
- Fryxell, J.M., 2001. Habitat suitability and source–sink dynamics of beavers. *Journal of Animal Ecology*, 70, 310–316.
- Gard, R., 1961. Effects of beaver on trout in Sagehen Creek, California. *The Journal of Wildlife Management*, 25, 221–242.
- Gschwend, G.P., 2015. Beaver as an Ecosystem Engineer that Creates Habitat for Amphibians. Master Thesis. University of Zurich.
- Gurnell, A.M., 1998. The hydrogeomorphological effects of beaver dam-building activity. *Progress in Physical Geography*, 22, 167–189.
- Haddock, R., 2015. Beaver Restoration across Boundaries. Miistakis institute. Calgary, Alberta.
- Holmes, P.M. & Richardson, D.M., 1999. Protocols for restoration based on recruitment dynamics, community structure, and ecosystem function: perspectives from South African fynbos. *Restoration Ecology*, 7, 215–230.

- Hood, G.A. & Bayley, S.E., 2008. Beaver (*Castor canadensis*) mitigate the effects of climate on the area of open water in boreal wetlands in western Canada. *Biological Conservation*, 141, 556–567.
- Hood, G.A. & Larson, D.G., 2014. Beaver-created habitat heterogeneity influences aquatic invertebrate assemblages in boreal Canada. *Wetlands*, 34, 19–29.
- Hood, G.A. & Larson, D.G., 2015. Ecological engineering and aquatic connectivity: a new perspective from beaver-modified wetlands. *Freshwater Biology*, 60, 198–208.
- Hossack, B.R., Gould, W.R., Patla, D.A., Muths, E., Daley, R., Legg, K. & Corn, P.S., 2015. Trends in Rocky Mountain amphibians and the role of beaver as a keystone species. *Biological Conservation*, 187, 260–269.
- Hägglund, Å. & Sjöberg, G., 1999. Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams. *Forest Ecology and Management*, 115, 259–266.
- Janiszewski, P., Hanzal, V. & Misiukiewicz, A., 2014. The Eurasian Beaver (*Castor fiber*) as a Keystone Species a Literature Review. *Baltic Forestry*, 20, 277–286.
- John, F. & Kostkan, V., 2009. Compositional analysis and GPS/GIS for study of habitat selection by the European beaver, *Castor fiber* in the middle reaches of the Morava River. *Folia Zoologica*, 58, 76–86.
- Johnston, C.A., 2015. Fate of 150 Year Old Beaver Ponds in the Laurentian Great Lakes Region. *Wetlands*, 35, 1013–1019.
- Johnston, C.A. & Naiman, R.J., 1990. Aquatic patch creation in relation to beaver population trends. *Ecology*, 1617–1621.
- Jones, C.G., Gutiérrez, J.L., Byers, J.E., Crooks, J.A., Lambrinos, J.G. & Talley, T.S., 2010. A framework for understanding physical ecosystem engineering by organisms. *Oikos*, 119, 1862–1869.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. In *Ecosystem management*, 130–147. Springer New York.

Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78, 1946–1957.

Jonker, S.A., Muth, R.M., Organ, J.F., Zwick, R.R. & Siemer, W.F., 2006. Experiences with beaver damage and attitudes of Massachusetts residents toward beaver. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 1009-1021.

Junk, W.J., An, S., Finlayson, C.M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S.A., Mitsch, W.J. & Robarts, R.D., 2013. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquatic Sciences*, 75, 151–167.

Karraker, N.E. & Gibbs, J.P., 2009. Amphibian production in forested landscapes in relation to wetland hydroperiod: a case study of vernal pools and beaver ponds. *Biological Conservation*, 142, 2293–2302.

Kentula, M.E., 1996. Wetland restoration and creation. *National water summary on wetland resources. United States Geological Survey Water Supply Paper*, 2425, 87–92.

Kimmel, K. & Mander, Ü., 2010. Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration. *Progress in Physical Geography*. 34, 491–514.

Knudsen, G.J. 1962. Relationship of beaver to forests, trout and wildlife in Wisconsin. Wisconsin Conservation Department.

Laanetu, N., 1971. Eesti NSV poolveelise eluviisiga imetajate bioloogiast. Võistlustöö. Tartu.

Laanetu, N., 1983. Kopra praegusest seisundist, levitamise ning majandusliku kasutamise võimalusest Eestis. Eesti ulukid II. Tallinn. 3–18.

Laanetu, N., 1997. Kobras ja saarmas Eestis. Magistritöö. Tartu.

Laanetu, N., 1996. Kobraste loendus ja püük. A/S Infotrükk. Tallinn.

Lahemaa rahvusparki kaitse-eeskiri. RT I, 26.02.2015, 33. Vaadatud 12.05.2016, <https://www.riigiteataja.ee/akt/126022015033>.



- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. & Bouget, C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11, 1027–1039.
- Lochmiller, R.L., 1979. Use of beaver ponds by southeastern woodpeckers in winter. *The Journal of Wildlife Management*, 43, 263–266.
- Logofet, D.O., Evstigneev, O.I., Aleinikov, A.A. & Morozova, A.O., 2016. Succession caused by beaver (*Castor fiber* L.) life activity: II. a refined markov model. *Biology Bulletin Reviews*, 6, 39–56.
- Lönnqvist, J., 2014. Local and landscape effects on the diversity of plant communities in Swedish beaver ponds. Swedish University of Agricultural Science. Master's thesis. Uppsala.
- Macfarlane, W.W., Wheaton, J.M., Bouwes, N., Jensen, M.L., Gilbert, J.T., Hough-Snee, N. & Shivik, J.A., 2015. Modeling the capacity of riverscapes to support beaver dams. *Geomorphology*.
- Marston, R.A., 1994. River Entrenchment in small Mountain Valleys of the Western USA: Influence of beaver, grazing and clearcut logging/L'incision des cours d'eau dans les petites vallées montagnardes de l'ouest américain: l'influence des castors, du pâturage et des coupes forestières à blanc. *Revue de géographie de Lyon*, 69, 11–15.
- Matthews, G.V.T., 1993. The Ramsar Convention on Wetlands: its history and development. Gland: Ramsar convention bureau.
- McComb, W.C., Sedell, J.R. & Buchholz, T.D., 1990. Dam-site selection by beavers in an eastern Oregon basin. *The Great Basin Naturalist*, 50, 273–281.
- McDowell, D.M. & Naiman, R.J., 1986. Structure and function of a benthic invertebrate stream community as influenced by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia*, 68, 481–489.
- McKinstry, M.C., Caffrey, P. & Anderson, S.H., 2001. The importance of beaver to wetland habitats and waterfowl in Wyoming. 1571–1577.

Methow Beaver Project. Accomplishments and Outcomes. 2013. Vaadatud 16.05.2016, [http://www.douglaspuud.org/HCP%20TC%20Documents/2013\\_06\\_13%20MC%20-%20Lower%20Chewuch%20Beaver%20Restoration%20Accomplishments%20and%20Outcomes%20Report.pdf](http://www.douglaspuud.org/HCP%20TC%20Documents/2013_06_13%20MC%20-%20Lower%20Chewuch%20Beaver%20Restoration%20Accomplishments%20and%20Outcomes%20Report.pdf).

Mills, L.S., Soulé, M.E. & Doak, D.F., 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience*, 43, 219–224.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G., 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological economics*, 35, 25–33.

Mitsch, W.J., Zhang, L., Anderson, C.J., Altor, A.E. & Hernández, M.E., 2005. Creating riverine wetlands: ecological succession, nutrient retention, and pulsing effects. *Ecological Engineering*, 25, 510–527.

Mitchell, S.C. & Cunjak, R.A., 2007. Stream flow, salmon and beaver dams: roles in the structuring of stream fish communities within an anadromous salmon dominated stream. *Journal of Animal Ecology*, 76, 1062–1074.

Müller-Schwarze, D., 2011. *The beaver: its life and impact*. Cornell University Press.

Müller-Schwarze, D. & Sun, L., 2003. *The beaver: natural history of a wetlands engineer*. Cornell University Press.

Müür, M., 2009. Kuivendamise mõju märgalade taimekooslustele ning nende taastamine. Bakalaureusetöö. Tartu.

Naiman, R.J., Johnston, C.A. & Kelley, J.C., 1988. Alteration of North American streams by beaver. *BioScience*, 38, 753–762.

Naiman, R.J. & Melillo, J.M., 1984. Nitrogen budget of a subarctic stream altered by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia*, 62, 150–155.

Naiman, R.J., Pinay, G., Johnston, C.A. & Pastor, J., 1994. Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology*, 75, 905–921.

Nummi, P., 1989. Simulated effects of the beaver on vegetation, invertebrates and ducks. In *Annales Zoologici Fennici*, 26, 43–52.

Nummi, P. & Hahtola, A., 2008. The beaver as an ecosystem engineer facilitates teal breeding. *Ecography*, 31, 519–524.

Nummi, P. & Holopainen, S., 2014. Whole-community facilitation by beaver: ecosystem engineer increases waterbird diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24, 623–633.

Nummi, P., Kattainen, S., Ulander, P. & Hahtola, A., 2011. Bats benefit from beavers: a facilitative link between aquatic and terrestrial food webs. *Biodiversity and conservation*, 20, 851–859.

Paal, J., 1999. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Tartu.

Peipsiveere looduskaitseala kaitse-eeskiri. RT I, 31.12.2013, 4. Vaadatud 10.05.2016, <https://www.riigiteataja.ee/akt/131122013004>.

Peipsiveere looduskaitseala kaitsekorralduskava 2015-2024. 2014. Vaadatud 10.05.2016, [http://www.keskkonnaamet.ee/public/old/KKK\\_Peipsiveere\\_v25\\_avalikule\\_valjapaneku\\_ule\\_lisadeta1.pdf](http://www.keskkonnaamet.ee/public/old/KKK_Peipsiveere_v25_avalikule_valjapaneku_ule_lisadeta1.pdf).

Perkins, T.E. & Wilson, M.V., 2005. The impacts of *Phalaris arundinacea* (reed canarygrass) invasion on wetland plant richness in the Oregon Coast Range, USA depend on beavers. *Biological Conservation*, 124, 291–295.

Petro, V.M., Taylor, J.D. & Sanchez, D.M., 2015. Evaluating landowner-based beaver relocation as a tool to restore salmon habitat. *Global Ecology and Conservation*, 3, 477–486.

Pliūraitė, V. & Kesminas, V., 2012. Ecological impact of Eurasian beaver (*Castor fiber*) activity on macroinvertebrate communities in Lithuanian trout streams. *Central European Journal of Biology*, 7, 101–114.

Pohl, M.M., 2002. Bringing down our dams: trends in American dam removal rationales. *American Water Resources Association*. 38, 1511–1519.

Pollock, M.M., Beechie, T.J., Wheaton, J.M., Jordan, C.E., Bouwes, N., Weber, N. & Volk, C., 2014. Using beaver dams to restore incised stream ecosystems. *BioScience*, 64, 279–290.

Pollock, M.M., Heim, M. & Werner, D., 2003. Hydrologic and geomorphic effects of beaver dams and their influence on fishes. In *American Fisheries Society Symposium*, 37, 213–233.

Pollock, M.M., Lewallen, G., Woodruff, K., Jordan, C.E. & Castro, J.M. (Editors), 2015. *The Beaver Restoration Guidebook: Working with Beaver to Restore Streams, Wetlands, and Floodplains*. Version 1.02. United States Fish and Wildlife Service, Portland, Oregon.

Pollock, M.M., Naiman, R.J., Erickson, H.E., Johnston, C.A., Pastor, J. & Pinay, G., 1995. Beaver as engineers: influences on biotic and abiotic characteristics of drainage basins. In *Linking Species & Ecosystems*, 117–126. Springer US.

Pollock, M., Wheaton, J.M., Bouwes, N. & Jordan, C.E., 2011. Working with beaver to restore salmon habitat in the Bridge Creek intensively monitored watershed: design rationale and hypotheses.

Poolsiirdekade kudealad Väinameres ja Liivi lahe põhjaosas: seisund ja kvaliteedi parandamise võimalused. 2015. Projekti lõpparuanne. Tartu. Vaadatud 06.05.2015. <http://www.agri.ee/sites/default/files/content/uuringud/2015/uuring-2015-kudealad.pdf>.

Prii, R., 2010. KIK 2008 a. looduskaitseprogrammi projekt nr 94 „Poolveeliste imetajate seisundi hinnang“. Keskkonnaamet. Puka.

Pärlijõe hoiuala kaitsekorralduskava 2015-2024. 2015. Vaadatud 10.05.2016. [http://www.keskkonnaamet.ee/public/images/ParlijoeHA\\_KKK\\_06.07.13.pdf](http://www.keskkonnaamet.ee/public/images/ParlijoeHA_KKK_06.07.13.pdf).

Rahvusvahelise tähtsusega märgalade, eriti veelindude elupaikade konventsioon, RT II 1993, 27, 84. Vaadatud 02.02.2016, <https://www.riigiteataja.ee/akt/13058000>.

Ray, H.L., Ray, A.M. & Rebertus, A.J., 2004. Rapid establishment of fish in isolated peatland beaver ponds. *Wetlands*, 24, 399–405.

- Rebertus, A.J., 1986. Bogs as beaver habitat in north-central Minnesota. *American Midland Naturalist*, 240–245.
- Remm, L., Lõhmus, A. & Rannap, R., 2015. Temporary and small waterbodies in human-impacted forests: an assessment in Estonia. *Boreal Environment Research*, 20, 603–619.
- Rosell, F., Bozser, O., Collen, P. & Parker, H., 2005. Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal review*, 35, 248–276.
- Rudzīte, M., 2005. Assessment of the condition of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus 1758) populations in Latvia. *Acta Universitatis Latviensis*, 691, 121–128.
- Ruiz-Jaen, M.C. & Mitchell Aide, T., 2005. Restoration success: how is it being measured?. *Restoration Ecology*, 13, 569–577.
- Russell, K.R., Moorman, C.E., Edwards, J.K., Metts, B.S. & Gynn Jr, D.C., 1999. Amphibian and reptile communities associated with beaver (*Castor canadensis*) ponds and unimpounded streams in the Piedmont of South Carolina. *Journal of Freshwater Ecology*, 14, 149–158.
- Skelly, D.K. & Freidenburg, L.K., 2000. Effects of beaver on the thermal biology of an amphibian. *Ecology Letters*, 3, 483–486.
- Slough, B.G. & Sadleir, R.M.F.S., 1977. A land capability classification system for beaver (*Castor canadensis* Kuhl). *Canadian Journal of Zoology*, 55, 1324–1335.
- Spieth, H.T., 1979. The virilis group of *Drosophila* and the beaver *Castor*. *The American Naturalist*, 114, 312–316.
- Suislepp, K., Rannap, R. & Lõhmus, A., 2011. Impacts of artificial drainage on amphibian breeding sites in hemiboreal forests. *Forest Ecology and Management*, 262, 1078–1083.
- Suzuki, N. & McComb, W.C., 1998. Habitat classification models for beaver (*Castor canadensis*) in the streams of the central Oregon Coast Range.

- Syphard, A.D. & Garcia, M.W., 2001. Human-and beaver-induced wetland changes in the Chickahominy River watershed from 1953 to 1994. *Wetlands*, 21, 342–353.
- Zentner, J., Glaspy, J. & Schenk, D., 2003. Wetland and riparian woodland restoration costs. *Ecological Restoration*, 21, 166–173.
- Žurowski, W., 1992. Building activity of beavers. *Acta Theriologica*, 37, 403–411.
- Terwilliger, J. & Pastor, J., 1999. Small mammals, ectomycorrhizae, and conifer succession in beaver meadows. *Oikos*, 85, 83–94.
- Thompson, S., Vehkaoja, M. & Nummi, P., 2016. Beaver-created deadwood dynamics in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 360, 1–8.
- Ulevičius, A., Jasiulionis, M., Jakštienė, N. & Žilys, V., 2009. Morphological alteration of land reclamation canals by beavers (*Castor fiber*) in Lithuania. *Estonian Journal of Ecology*, 58, 126–140.
- Varangu looduskaitseala kaitsekorralduskava 2013-2022. 2013. Vaadatud 10.05.2016, <http://loodus.keskkonnainfo.ee/eelis/GetFile.aspx?fail=1871274616>.
- Veeroja, R. & Männil, P., 2015. Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2015. Keskkonnaagentuur. Tartu.
- Vehkaoja, M. & Nummi, P., 2015. Beaver facilitation in the conservation of boreal anuran communities. *Herpetozoa*, 28, 75–87.
- Waldram, M.S., Bond, W.J. & Stock, W.D., 2008. Ecological engineering by a mega-grazer: white rhino impacts on a South African savanna. *Ecosystems*, 11, 101–112.
- Westbrook, C.J., Cooper, D.J. & Baker, B.W., 2006. Beaver dams and overbank floods influence groundwater–surface water interactions of a Rocky Mountain riparian area. *Water Resources Research*, 42.
- Whitfield, P.H., Hebda, R.J., Jeglum, J.K. & Howie, S., 2006, October. Restoring the natural hydrology of Burns Bog, Delta, British Columbia–The key to the Bog’s ecological recovery. In *Proceedings of the CWRA Conference*, 58–70.

Wigley, T.B. & Garner, M.E., 1987. Landowner perceptions of beaver damage and control in Arkansas. *Third Eastern Wildlife Damage Control Conference, 1987*. Paper 62.

Wilde, S.A., Youngberg, C.T. & Hovind, J.H., 1950. Changes in composition of ground water, soil fertility, and forest growth produced by the construction and removal of beaver dams. *The Journal of Wildlife Management*, 14, 123–128.

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Triin Väisanen,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

„KOPRAD KUI ÖKOSÜSTEEMIDE KUJUNDAJAD LOODUSKAITSES“,

mille juhendaja on Maarja Vaikre,

1.1 reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 19.05.2016