

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

Ingrid Rand

OJADE JA JÕGEDE KALDAVÖÖNDI
MAJANDAMISE MÕJU VEE- JA
KALDAELUSTIKULE

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Jürgen Karvak

Tartu 2025

Ojade ja jõgede kaldavööndi majandamise mõju vee- ja kaldaelustikule

Käesoleva töö eesmärk on anda ülevaade jõgede ja ojade ja nende kaldavööndite vahelistest seostest, nende seoste olulisusest ning kaldavööndi majandamise mõjust vee- ja kaldaelustikule. Selle infomatsiooni põhjal üritatakse välja selgitada millised omadused peaksid olema kaldavööndil, et see toetaks mitmekesist vee- ja kaldaelustikku, elupaikade sidusust ning looduslike protsesside toimimist. Töös leiti, et kaldavööndite majandamine mõjutab veekogude looduslike protsesse veekeemia, setete kuhjumise ja jaotuse, varjutatuse ja mikrokliima muutuste kaudu. Puhvervöönd peaks olema piisavalt pikk ja lai, et tagada elupaiku ja liikumisvõimalusi ning piisavalt heterogeenne, et toetada mitmekesisemat elustikku. Töö tulemusena tehti soovitusi kaldavööndi majandamisele, et vooluveekogude ökoloogilised funktsioonid paremini toimida saaksid.

Märksõnad: jõgi, oja, puhverriba, kaldavöönd, jõekoridor, metsa majandamine

CERCS: B260 hüdrobioloogia, mere-bioloogia, veeökoloogia, limnoloogia

Impact of river and stream riparian zone management to aquatic and riparian biota

The aim of this paper is to provide an overview of the connections between rivers and streams and their riparian zones, the importance of these connections, and the effects riparian zone management has on aquatic and riparian biota. Based on this information it will be attempted to ascertain which attributes should a riparian zone have to sustain diverse aquatic and riparian biota, connectivity between habitats and functioning of natural processes. It was determined, that the management of riparian zones affects water bodies through changes to water chemistry, sediment accumulation and distribution, shading and changes in the microclimate. Buffer zone should be long and wide enough to secure habitats and possibilities for migration and heterogenous enough to support a more diverse biota. As a result of this work, suggestions were made for riparian zone management so that the ecological functions of the stream could work better.

Keywords: river, stream, buffer strip, riparian zone, river corridor, forest management

CERCS: B260 Hydrobiology, marine biology, aquatic ecology, limnology

Sisukord

1. Sissejuhatus	6
2. Jõe- ja ojakoridorid maastikus	9
2. 1. Jõe- ja ojakoridorid kui liikumisteed	9
2. 1. 1. Elutu ainese liikumine jõe- ja ojakoridorides	9
2. 1. 2. Elustiku liikumine jõe- ja ojakoridorides	10
2. 1. 3. Elupaiga sidusus	14
2. 2. Jõe- ja ojakoridorid elupaigana	19
2. 2. 1. Elupaiga kvaliteet	19
2. 2. 3. Raie mõju elustikule	26
2. 2. 4. Poollooduslike koosluste majandamise mõju elustikule	29
3. Puhvervööndit reguleeriv seadusruum Eestis	34
3. 1. Looduskaitseadus	34
3. 2. Veeseadus ja maaparandusseadus	34
4. Järeldused ja ettepanekud oja- ja jõekoridoride looduslike funktsioonide paremaks toimimiseks	37
Kokkuvõte	42
Summary	44
Tänuavaldus	46
Kasutatud kirjandus	47
Lisa 1. Ülevaattetabel puhvervööndeid käsitlevatest uurimustest	55

Töös oluliste mõistete seletused

Elupaiga kvaliteet – hinnang, mis näitab elupaiga sobivust selle asustamiseks piirkonnale iseloomulike elusolendite poolt ning kui palju on antud elupaigas ressursse, mis võimaldavad sealsete populatsioonide elujõulisust säilitada.

Kaldavöönd – veekogu teljega pikisuunaline ala jõe või oja lähedal, mida veekogu mõjutab. Kaldavööndit saab määratleda erinevate näitajate alusel näiteks üleujutatava ala järgi, lammimuldade ulatuse järgi või ka veega seotud putukate lendamise ulatuse järgi (Muehlbauer *et al.*, 2014).

Looduslik protsess – mingile piirkonnale omased bioloogilised, füüsilised ja keemilised protsessid, mis tagavad elupaigaomaduste säilimise ja toetavad piirkonnale omast kooslust. Vooluveekogude puhul näiteks üleliigsete toitainete ärakasutamine organismide poolt või üleujutuste ulatumine lammile ning selle allavoolu puhverdamine (Wohl, 2024). Sünonüümina kasutatakse sageli mõistet ökosüsteemi funktsioonid.

Ojakoridor, jõekoridor – pinnavorm, mis hõlmab endas jõe või oja süngi, lammiala, kaldavööndit ning süngialust pinnast, kus põhjavesi ning pinnavesi segunevad (*hyporheic zone*), ühendades sellega nende veekogude maismaised ja veelised osad (Wymore *et al.*, 2023).

Puhverriba, puhervöönd, puhverala – veekogude kallastel olev taimeestikuga vöönd, mis võib hõlmata seadusega sätestatud veekaitsevööndit, aga võib olla ka kitsam või laiem ning selle eesmärgiks on kaitsta pinnavett hajureostuse eest ja toetada piirkonnale omase koosluse püsimist (Uemaa *et al.*, 2021).

Taastamine – tegevused, mis aitavad kaasa ökosüsteemide osalisele või täielikule taastumisele pärast nende kahjustamist, hävimist või rikkumist (Internet 1) ning mis võivad, kuid ei pea taastama häiringueelset seisundit. Oluline on taastada piirkonnale omased looduslikud protsessid osaliselt või täielikult. Seatud piirangud, mis lasevad ökosüsteemil järk-järgult taastuda, nii et inimese poolt ei tehta maastikus aktiivselt ümberkorraldusi, saavad toetada isetaastumist (kasutatakse ka terminit passiivne taastamine).

Tõhus puhverriba – puhverriba, mille laius, katkematus ja sisu on piisav, et toetada arvukat ja liigirikast vee- ja kaldaelustikku ning looduslike protsesside toimimist ka siis, kui veekogu lähedal toimub majandustegevus.

Vastupidavus, vastupanuvõime – jõe- või ojakoridori võime neelata endasse häiringuid, elada üle muutusi ning samas säilitada enda loomulik, isereguleerumise, elupaikade ja ökosüsteemi funktsioonide režiim, mis säilitab või parandab jõe või oja ökosüsteemi seisundit (Wohl, 2024).

Veekaitsevöönd – veeseaduse 6.peatükis sätestatud veekogude kallastel nõutav vöönd, mille eesmärgiks on kaitsta kallast erosiooni ja vett hajureostuse eest. Vööndi laius on jõgedel, ojadel, allikatel, kanalitel, peakraavidel ja maaparandussüsteemide avatud eesvooludena kasutatavatel vooluveekogudel kümme meetrit, välja arvatud peakraavidel ja maaparandussüsteemide avatud eesvooludena kasutatavatel kraavidel valgalaga alla kümne ruutkilomeetri, mille veekaitsevööndi laius on üks meeter. (Veeseadus, 2025)

1. Sissejuhatus

Inimesed on kogu maailmas juba kaua jõgesid ja ojasid endale sobivamaks muutnud ja seega ei suuda ilmselt keegi täpselt ennustada, millised Euroopa jõed oleksid täieliku inimtegevuseta (Gurnell & Hill, 2022). Sellest hoolimata on teada, et jõgedel on oluline osa aine- ning energiaringes ning nende koridore iseloomustab ajas muutlikkus ja füüsiline varieeruvus. Lisaks on jõe- ja ojakoridorid liikumiskoridorid nii elusorganismidele kui elutule loodusele, näiteks transpordivad jõed ja ojad allavoolu eri suurusega setteid (Gurnell *et al.*, 2002) ja taimede leviseid (de Jager *et al.*, 2019) ning alla- ja ülesvoolu liiguvad mitmed liigid sigimis- ja toitumisalade vahel (ülevaade Brönmark *et al.*, 2014). Kuigi me ei tea täpselt, millised jõed oleksid ilma tugeva inimtegevuseta ja inimene on looduse osa, on ilmne, et inimtegevus on jõgesid mõjutanud ning mõjutab senini, sest Maailma Looduse Fondi uuringu põhjal on magevesi kõige kiiremini populatsioonisuurusi kaotav elupaik (85% ülemaailmne langus võrreldes aastaga 1970) ning Euroopa ja Kesk-Aasia mageveekalade populatsioonid, eriti siirdekalade populatsioonid on endiselt kahaneva trendiga, kuigi kõigi populatsioonide summaarne langus on maailma väiksem (WWF, 2024). Ka mageveeimetajad pole soodsamas seisundis, 30% mageveeimetajatest on ohustatud ning 29% kohta info puudulik, kusjuures kaks kolmandikku neid ohustavatest teguritest tulenevad maismaalt (põllumajandus, raie, ehitustegevus jt.) (Sanders *et al.*, 2024).

Eestis on maaparanduse ja vooluveekogude muutmisega tegeletud väga ulatuslikult – vooluvete kogupikkusest on õgvendatud ehk sirgemaks kaevatud vähemalt 42% jõgesid ja ojasid (Jürgen Karvak *et al.*, avaldamata andmed). Lisaks on vooluvetel Eesti looduse infosüsteemis registreeritud kokku 1161 paisu (EELIS, 2025). Kuivenduskraavide rajamisega tegeleti Eestis peamiselt aastatel 1950–1980 (Rosenvald *et al.*, 2014) ning tehislake vooluveekogude (kraav, peakraav, kanal), mis jõgedesse vett ja setteid juurde viivad, kogupikkus on Eesti topograafia andmekogu alusandmete järgi umbes 154 000 km (ETAK, 2023). See-eest on jõgede ja ojade pikkus suurusjärgu võrra väiksem, umbes 14 400 km (ETAK, 2023). Juba selle põhjal võiks arvata, et nagu väitsid Gurnell ja Hill (2022) siis päris looduslikku veerežiimi taastada pole enamikes kohtades võimalik.

Kuna käesoleva töö jaoks otsiti allikaid otsingumootori Scopus abil, leiti vaid üksid temakohaseid Eesti jõgesid käsitlevaid artikleid ning seetõttu kasutab autor siinkohal ka teiste riikide uuringutest leitud infot. Rosenvald *et al.*, (2014) leidsid oma uuringus, et

5,5% Eesti jõgedest on loodusliku sängiga, kusjuures looduslikuks kategoriseeriti jõed, kus vähemalt 50% jõest voolas muutmata sängis ning uuritavatest punktides vähemalt 1 km nii üles- kui allavoolu oli muutmata. Eesti jõed erinevad ka piirkonniti suuresti, näiteks on võimalik jagada Eesti jõed viieks piirkonnaks nende erinevate omaduste, näiteks karstialade rohkuse või kallastel asuvate elupaikade järgi (Rosensvald *et al.*, 2014). Veidi täpsemini on loomulikku või ideaalses seisus jõge kirjeldanud Gurnell ja Hill (2022), kes tegid enda uurimuse küll Inglismaal, kuid leidsid, et sealsete jõekallaste loomulik olek hõlmab kas metsa või väheviljaka rohumaa esinemist. Kuna Inglismaa ja Eesti asuvad samas kliimavööndis ning mõlemal on sarnane niiskusrežiim ja madal maapinna kõrgus merest, võiks ka jõgede looduslik seisund olla sarnane. Samas tuleb arvestada, et aluspõhi on erinev. Meie jõgede kallastele on samuti iseloomulikud nii metsad kui ka poollooduslikud kooslused, nimelt lamminiidud, lammirohumaad ehk luhad ja lammipuisniidud, kuna karjatamine ning niitmine on siinmail toimunud juba mõnituhat aastat (Metsoja, 2020). Gurnell ja Hill (2022) leidsid, et metsakattega kallastega jõed on kõige loomikumal seisundis ulatuslikult looklevad ning kõrge varjutatuse protsendiga, sest jõge ümbritseval maapinnal domineerisid puittaimed, samas settesaared ning kaldad olid täielikult taimkatteta ning paljast maapinda oli metsa all palju. Rohumaade referentsaladeks valitud lõikudel oli vees palju makrofüüte ja maismaa taimkatte protsent oli suurem kui mujal ehk paljast pinnast oli vähe ning kaldad olid loomulikel lõikudel valdavalt taimede poolt asustatud, sette kuhjumisest tekkinud ning lauged (*bar*), vähemal määral astangulised (*berm/bench*) kaldad (Gurnell & Hill, 2022).

Kuigi kallaste mõju olulisust hakati uurima juba eelmisel sajandil (Fausch *et al.*, 2002), on mõned küsimused siiski vastuseta jäänud. Lennox *et al.* (2019) avaldatud artiklis, kus on loetletud 100 kõige olulisemat siirdekalade uurimise tulevikuga seotud küsimust, on välja toodud näiteks küsimus selle kohta, kuidas lammialade (*floodplains*) ja märgalade kaitse siirdekalu mõjutab ning kas ja kuidas lammialade üleujutamise muutumine kliimamuutuste tõttu kalasid mõjutab. Kuigi käesolev bakalaureusetöö ei keskendu ainult kalasid mõjutavatele faktoritele, on olulisus siiski märkimisväärne, sest ka Wymore *et al.* (2023) on toonud välja, et jõekoridore on liiga vähe uuritud. Jõekoridorid ühendavad ülem- ja alamjooksu ümbritsevat maismaad, kannavad allavoolu energiat ja suurel hulgal ainet ning on seega olulised maastikuelemendid, mille uurimine peaks olema teaduses olulisel kohal (Wymore *et al.*, 2023).

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on leida, kuidas mõjutab kaldavööndi majandamine vee- ja kaldaelustikku. Kirjanduse põhjal tehtud analüüsiga püütakse välja selgitada, milline võiks vastavalt veekogu asukohale ja iseloomule olla selle parim, suurimat elurikkust ja looduslike protsesside toimimist toetav veekaitsevöönd, mida saaks seadustega määratleda ja praktiliselt teostada. Töö eesmärgi saavutamiseks on püstitatud järgnevad uurimisküsimused:

1. Kuidas mõjutavad vooluveekogude läheduses kasutatavad majandamisvõtted nende elupaiga kvaliteeti ja sidusust?
2. Kuidas mõjutavad ojade ja jõgede kaldavööndi omadused nende veekogude looduslike protsesse?
3. Millised omadused peaksid olema veekaitsevööndil, et see toetaks bioloogiliselt mitmekesist vee- ja kaldaelustikku ning looduslike protsesside toimimist?

Töö eesmärgi saavutamiseks otsiti teadusartikleid peamiselt andmebaasist Scopus, kasutades märksõnu nagu "riparian zone", "before-after control-impact experiment" OR "baci", "buffer", "stream", "vegetation" ja "management". Töösse kaasati ka juhendaja soovitatud artikleid ning varem leitud artiklite allikate loetelude kaudu leitud artikleid. Artiklite otsimisel keskenduti põhjapoolkera parasvöötmes tehtud uuringutele, kuid kohati on ülevaate andmiseks kasutatud ka troopilises kliimavööndis tehtud uuringuid. Töösse on kaasatud ka üksikud internetiallikad, mis leiti otsingumootori Google abil, ning Riigi Teataja võrguväljaandest saadud vooluveekogusid käsitlevad seadused ning määrus. Töös kasutatud allikate viitamiseks on kasutatud ajakirja Freshwater Biology stiili, seadustele ja määrusele on viidatud Tartu Ülikooli ühiskonnateaduste instituudi viitamisjuhendi järgi.

2. Jõe- ja ojakoridorid maastikus

2. 1. Jõe- ja ojakoridorid kui liikumisteed

2. 1. 1. Elutu ainese liikumine jõe- ja ojakoridorides

Vooluveekogud on oma olemuselt liikuvad ning pidevalt muutuvad, liigutades vett ja sellega ühes ainst ja energiat maastikult lähtest suudme poole. Vesi ei ole aga ainus aine, mida jõed ja ojad liigutavad. Veega liiguvad kaasa nii selles lahustunud ained, eri suurusega väiksed osakesed ehk setted kui ka juhuslikult jõkke või ojja sattunud objektid nagu puutüved, -oksad ja -lehed. Kõigil neil liikuvatel osadel on veekogu ökosüsteemi toimimises oma roll.

On teada, et erosioon ja sellega kaasnev setete sissekanne toimub kõigis vooluveekogudes ning see kulutustegevus on osa nende looduslikust seisundist. Jõgede ja ojade konkreetne setete transpordi võime sõltub aga mitmetest teguritest. Üheks nendest teguritest on veekogu energia või langus (Larsen, 2019), mis on Eestis valdavalt madal. Selliseid tasaste maade väikese langusega jõgesid ja ojasid kujundavad vooluhulga aastaajaline kõikumine ning häiringud (suurvesi ja vettekukkunud puutüved), kuid ka asukohaspetsiifilised aluspõhja eripärad nagu karstialad (Larsen, 2019). Setted koosnevad voolu vähese energia tõttu, eriti käänulisematel lõikudel, väikestest ja kergetest osakestest, kuid esineb ka liiva (Aalto *et al.*, 2008). Peened setted on aga biogeokeemiliselt aktiivsed ning võivad mõjutada reaktsioone nii süsiniku, toitainete kui saasteainetega reageerides (Aalto *et al.*, 2008). Seetõttu võib väita, et keemiliste ainete liikumine ja peensetete liikumine on omavahel lähedalt seotud. Suurema langusega aladel seevastu moodustavad olulisema osa setetest jämedamad setted (Winsemann *et al.*, 2022). Jõgedes ja ojades ongi peensetete (osakese suurus keskmiselt <2 mm) kuhjumine ja mõne aja pärast allavoolu liikumine tavaliselt normaalne nähtus, kuid inimtegevuse mõjul võib nende setete kogus oluliselt kasvada ja veekogu põhja ummistades näiteks seal elavate noorte lõhilaste kasvu ja ellujäämist piirata (Suttle *et al.*, 2004).

Peensetete kuhjumist ja kulutamist mõjutavad jões või ojas objektid, mis tavapäraselt "tühja" voolusängi ristlõiget muudavad nagu näiteks veetaimed või vette kukkunud puit (Osei *et al.*, 2015; McKendrick *et al.*, 2024). McKendrick *et al.*, (2024) on näidanud, et taimedeta

jões või ojas on setetes suurem osakaal kruusal, samas veetaimede lähedal on suurem hulk peenemaid ja orgaanilise aine poolest rikkamaid setteid, kuna kiirem vool takistusteta voolusängis suudab endaga kaasas kanda rohkem setteid ning peeneid setteid sadestub välja vähem. Ka surnud taimne materjal võib takistada setete liikumist vooluveekogus, nimelt on näidatud, et lamapuit peab kinni orgaanikarikkaid peensetteid, mis muidu allavoolu kantaks (Osei *et al.*, 2015). Tugeva inimõjuga vooluveekogu lõikudes on setete koostis seetõttu ühetaolisem ja elustik liigivaesem (McKendrick *et al.*, 2024).

Lamapuit on veekogus tõenäoliselt üks märgatavamaid komponente peale vee enda. Aegajalt allavoolu liikuv puit on oluline heterogeense keskkonna säilitajana, kuna see tekitab häiringuid, mis mõjutavad otseselt jõekoridori füüsilisi omadusi ning selle kaudu elustikku ja jagavad puiduosakesed veekogus ümber (Wohl *et al.*, 2024). Eesti tingimustes on lamapuidu vaatest oluline iga-aastane jäämineku mõju, mis võtab endaga puitu kaasa ja toob nooremaid puid veekogusse juurde, kuna see suurendab kalda erosiooni (Wohl, 2013). Suuremates jõgedes võib külmematel aastatel olla kaldalt materjali kaasakandmise tõttu vähem puitu, kuid soojeneva kliima tingimustes võivad need vastastikmõjud tulevikus muutuda (Wohl, 2013).

Jää enda liikumine veekogus mõjutab samuti ümbritsevat keskkonda. Sarnaselt puidu tekitatud ummistustele võib jää ajutiselt voolusängi ummistada ja kaldad üle ujutada (Wohl, 2013). Jäätumise ajal ning jäämineku ajal toimub kõige aktiivsem erosioon, mistõttu on sel ajal konkreetsetes jões või ojas rohkem liikuvaid setteid (Prowse & Beltaos, 2002). Liikuvate setete suure hulga ja kallaste üleujutamise koosmõjul viiakse lammialadele palju vajalikke toitaineid (Prowse & Beltaos, 2002). Jäätumine ei toimu Eestis igas vooluveekogus ega ka igal aastal, kuid kui see toimub, võib sel olla oluline jõe- või ojakoridori muutev mõju.

2. 1. 2. Elustiku liikumine jõe- ja ojakoridorides

Jõe- ja ojakoridorid maastikus lihtsustavad nii veega otseselt seotud organismide, näiteks poolveeliste imetajate (kobras (*Castor fiber*), saarmas (*Lutra lutra*)) ja kalade liikumist sigimis- ja toitumisalade ning alampopulatsioonide vahel kui ka veest kaugemate organismide nagu nahkhiirte ja maismaataimede liikumist ja levimist. Kui laiad jõed võivad mõnede loomaliikidele näiteks põtradele (*Alces alces*) jõe ristipidisel ületamisel pigem takistuseks olla, siis jõgede ja ojade lähiümbruses on veekoguga pikisuunaline

liikumine hõlpsam kui mujal (Bartzke *et al.*, 2015). Sellise vähima vastupanu tee põhimõtte rakendamise tõttu saavad jõed ja ojad maastikul liikumiskoridoridena toimida sarnaselt inimeste rajatud teedele.

Teadmine, et kalad vooluveekogusid rändeks kasutavad on tänaseks juba tuntum ning nende rändeteid segavate paisude lõhkumine on sage looduse ja jõgede taastamise meetod. Eestis esineb mitmeid tüüpe siirdekalu: anadroomsed ehk magevette kudema siirduvad kalad nagu mõned lõhilased, katadroomsed ehk mageveest merevette kudema rändavad kalad nagu euroopa angerjas (*Anguilla anguilla*), potamodroomsed kalad nagu särg (*Rutilus rutilus*) ja teised karpkalalised, kes rändavad järvede ja jõgede vahel (Brönmark *et al.*, 2014) ning poolsiirdekalad, kes rändavad riimveest jõgedesse kudema nagu mõned lepamaimude (*Phoxinus phoxinus*) populatsioonid (Svirgden *et al.*, 2018). Teooriaid migratsioonide tekke kohta on mitmeid, näiteks on rände põhjusteks anadroomsete liikide puhul pakutud jõgede ja ojade hapniku- ja toitainevaesus võrreldes meredega ning potamodroomsetel kaladel on põhjuseks peetud veekogude sisest toidu kättesaadavuse ja kiskjate rohkuse lõivsuhte aastaajalist muutumist (Brönmark *et al.*, 2014; Kärgerberg *et al.*, 2020). Eestis on täheldatud näiteks tõugja (*Leuciscus aspius*) rändamist jõgedest järvedesse, et seal pärast sigimist toituda ning talveks tagasi jõgedesse rändamine, et seal kevadel kudedada (Kärgerberg *et al.*, 2020). Siirdekalade uurimise ajaloo pikkusest hoolimata on palju küsimusi veel vastuseta, kaasa arvatud juba varem Lennox *et al.* (2019) artiklis mainitud küsimused kalda omaduste ja migratsiooni seoste kohta.

Kui veekogu kaldal on mets, on vee kohal tihti maastik kõige lagedam ning võiks eeldada, et madalamal lendavad loomad saaksid vähemalt suuremaid jõgesid rändekoridorina kasutada. Vaadeldes selle nähtuse iseloomustamiseks nahkhiiri, on aga pikemaid rändeid puudutav info veel omandamisel: Poolas tehtud uuringus leiti, et rändavad nahkhiired nagu ka Eestis esinev suurvidevlane (*Nyctalus noctula*) kasutavad jõekoridori iga-aastase migratsiooniteena, kuid seal uuriti vaid ühte umbes 50 m laiust jõge (Furmankiewicz & Kucharska, 2009), samas sarnaseid meetodeid kasutanud uuring Ameerikas leidis, et nahkhiirte lendamine jõekoridoris ei erine aastaegade vahel, kuigi üldine toitumis- ja liikumisala on jõekoridor neile kindlasti (Cortes & Gillam, 2020). Tiigilendlase (*Myotis dasycneme*) näitel on leitud, et toitumisalana on jõed ja ojad eriti olulised imetavatele nahkhiirtele, kes peavad imetamise ajal toituma järglastele lähemal ja kiiremini ning eelistavad seetõttu vooluveekogude kohal lendavaid suuremaid ehimestiivalisi, kuigi

ülejäänud ajal toitutakse suuremate veekogude kohal väiksematest selgrootutest (Ciechanowski *et al.*, 2017).

Madala lennuga on ka nahkhiirte toiduobjektiks olevad erinevad putukad, kelle vastsed elavad vees, kuid valmikud maismaal. Need putukad ei võta enamasti ette pikki rändeid, vaid liiguvad jõe- ja ojakoridorides lühematel lõikudel toitumise või munemise jaoks. Ühepäevikuliste valmikute puhul on täheldatud, et pärast paaritumist lendavad emased videviku saabudes ligikaudu pool tundi ülesvoolu ja suunduvad erinevatesse lisajõgedesse munema, peale mida munad ja hukkunud valmikud jälle allavoolu kantakse (Uno & Power, 2015). Sarnane mööda jõge või oja ülesvoolu liikumine ja harvem üle maismaa teistesse lähedal asuvatesse veekogudesse suundumine esineb kevikulistel, kes liiguvad veest väljumise kohast keskmiselt 211 m ning maksimaalselt 730 m ülesvoolu (Macneale *et al.*, 2005). Valmikute pidev ülesvoolu ning munade ja vastsete allavoolu liikumine võimaldab energia ja toidu jaotumist veekogus ühtlustada ning viia valmikute näol toiduobjekte tagasi väiksematesse ja varjulisematesse jõgedesse ja ojadesse (Uno & Power, 2015). Samuti ei kannu populatsioon niimoodi ajas allavoolu.

Lisaks loomadele levivad veega erinevad taimed, täpsemalt öeldes taimede levised (seemned ja muud paljunemisvõimelised osad) ning mitmetel maismaataimedel ongi välja kujunenud eraldi levimisviis – vesilevi ehk hüdrohooria. Taimede hüdrohoorset levimist mõjutab esiteks jõe või oja iseloom – voolukiirus ja sängi kuju ning teiseks levise enda omadused nagu levise suurus (de Jager *et al.*, 2019). Lisaks leiti Hollandis tehtud uuringus, et hüdrohoorsete maismaataimede seemned levivad veekogudes suvel vähem kui talvel (levimiskauguse mediaan 0,02–1,8 km vs 0,12–14,2 km), kuna suvel püüavad teised veetaimed nad varem kinni ning üldiselt jõuavad vaid <10% seemnetest kaugemale kui 5 km (de Jager *et al.*, 2019). Ka need maismaataimed, kelle jaoks vesilevi on sekundaarne levimisviis, näiteks harilik vaher (*Acer platanoides*) ja harilik jalakas (*Ulmus glabra*), saavad vooluveekogusid liikumiskoridoridena kasutades oma seemneid levitada kauem ja mitu korda kaugemale kui tuulega (Säumel & Kowarik, 2013). Kuigi vesi kannab levisid edasi alati ühel kindlal suunal, võib see aidata tavaliselt aerohoorsete taimepopulatsioonide isoleeritust vähendada (Säumel & Kowarik, 2013) ning on seega mitmeti oluline liikumiskoridor.

Liikumiskoridorina kasutavad vooluveekogusid loomulikult ka veetaimede levised, kelle täiskasvanud isendid on paiksed. Valdav paljunemisviis veetaimedel on vegetatiivne

paljunemine, mille korral levisteks on tükid emataimest ning kelle levimiskaugust mõjutab ujuvus (Heidbüchel *et al.*, 2020). Saksamaal tehtud uuringus, mis hõlmas 1,7–4,5 m laiuseid nii sirgendatud kui loodusikult looklevaid vooluveekogusid, leiti, et väiksemates veekogudes, kus oli ka väiksem voolukiirus, levisid 90% taimedest sõltuvalt konkreetsest jõelõigust vaid 5–9 m ja 15–90 m kaugusele, kuid laiemates jõgedes jõuti 116–903 m ja 153–2367 m kaugusele, kusjuures sirgendatud jõelõikudel levisid taimed kaugemale kui looklevatel (Heidbüchel *et al.*, 2020). Samas ei ole sirgendamise poolt põhjustatud suurem levimiskaugus alati positiivne, kuna see aitab kaasa invasiivsete võõrliikide levimisele nii veetaimede seas, eriti kui antud liikide levised on arvukad ja hea ujuvusega (Heidbüchel *et al.*, 2020), kui ka puude seas (Säumel & Kowarik, 2013).

Üheks elustiku liikumise mõjutajaks vooluveekogudes on ka erinevate taimede leviseid kinni püüdvad objektid. Sellised objektid võivad olla inimtekkelised näiteks paisud, mis peavad kinni 70–94% kõigist levistest (Merritt & Wohl, 2006) või looduslikud nagu veest välja ulatuvad jõgitakjad, mis on eriti olulised madalama energiaga jõgedes (O'hare *et al.*, 2012). Paisudest ülesvoolu jäävatelt aladelt saavad allavoolu levida liigid mitmetelt erinevatelt jõelõikudelt ning liigirikkus leviste seas on paisjärves suur, kuid paisust allavoolu on peamisteks levisteks lokaalselt vette sattunud levised ning liigirikkus seetõttu väiksem (Merritt & Wohl, 2006). Tuueks võrdluseks looduslikud vesilevi peatajad, näeme, et leviseid ei peeta kinni niivõrd füüsilise takistuse tõttu, vaid makrofüüdid, näiteks haruline jõgitakjas (*Sparganium erectum*), on võimelised hüdrohooriaga allavoolu liikuvaid leviseid kinni püüdma, kuna voolukiirus makrofüütide läheduses on aeglasem ja see laseb levistel veekogu põhja vajuda (O'hare *et al.*, 2012).

Lisaks levistele settib nende jõgitakjate ümber põhja ka toitainerikkaid setteid (täpsemalt käsitletud peatükis 2. 1. 1. Elutu ainese liikumine jõe- ja ojakoridorides), mis on kinnipüütavatele levistele hea pinnas idanemiseks (O'hare *et al.*, 2012; Osei *et al.*, 2015). Kuna haruline jõgitakjas kasvab peamiselt kallaste lähedal (O'hare *et al.*, 2012) ja paisud takistavad leviste liikumist kogu veekogu ristlõike ulatuses, peavad veetaimed tõenäoliselt kinni vähem leviseid. Võrreldes täiesti taimedevaba vooluveekoguga suurendavad veetaimed leviste kinnipüüdmise mahtu 56% ja kinnipüütavaid liike 32% võrra (McKendrick *et al.*, 2024). Leviste liikumine allavoolu ja nende järk-järguline takerdumine aitab säilitada geenivoolu kaugemate populatsioonide vahel, mis omakorda vähendab lokaalset väljasuremisohu ning rikastab kohalikku elurikkust (Merritt & Wohl, 2006). Kuid ka lõputult allavoolu liikumine pole taimedele parim lahendus, kuna levistel on

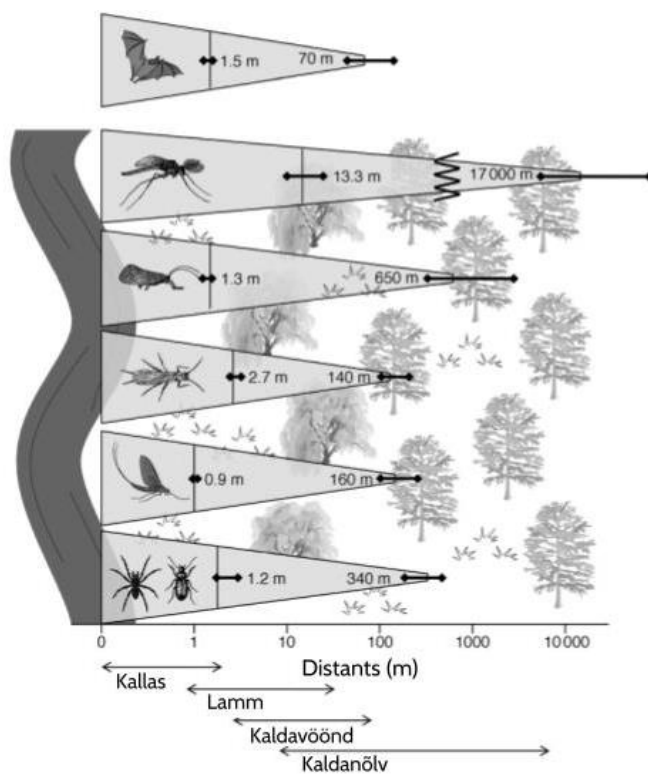
kindel ajavahemik, mille jooksul nad idanema peavad hakkama (Merritt & Wohl, 2006). Seetõttu on oluline, et vooluveekogus oleks levistel võimalik allavoolu liikuda ning samas on vees vaja objekte, mis vaid osa levistest kinni püüaks, et geenivool saaks hästi toimida kogu veekogu ulatuses.

2. 1. 3. Elupaiga sidusus

Selleks et eelnevalt mainitud liikumiskoridori funktsioonid veekogudes toimida saaks, peavad need jõed ja ojad olema heas seisundis. Üks viis vooluveekogude kaitsmiseks on puhverribade ja veekaitsevööndite kehtestamine, kuid nende omadused nagu laius, kallast või orgu järgiv pikkus ja killustatus võivad oluliselt puhverdamise funktsioone mõjutada. Võttes esiteks vaatluse alla puhvri laiuse, näeme, et seda reguleerib Eestis veeseadus (pikemalt peatükis 3), kuid nõudeid üldisele sidususele ei ole sätestatud. Kõige otsesemalt säilitavad igasugused puhvrid kaldaala füüsilisi omadusi nagu õhuniiskus ja temperatuur, mis loomulikus seisundis erinevad ümbritsevast keskkonnast (Oldén *et al.*, 2019a). Kui jõe või oja kaldal kasvaks looduslikult mets, siis 15 m laiune puhver, millest kaugemal on lagedam ala, ei ole võimeline säilitama kaldale omast õhuniiskust ja jahedust, samas 30 m laiune puhver, kus ei ole lubatud ka valikuline raie, sarnaneb rohkem täiesti majandamata alale nii füüsiliselt kui bioloogiliselt, kuna ta pakub elupaika näiteks niiskuse suhtes nõudlikumatele sammaldele (Oldén *et al.*, 2019a). Kui jätta kõrvale mikrokliima muutused ja vaadelda ainult soontaimede ja sammalde koosluseid kaldavööndis, võib valikuline raie 30 m laiuses puhvris olla negatiivse mõjuga, kuid 15 m laiune puhver on endiselt liiga kitsas (Oldén, *et al.*, 2019b). Leidub ka uuringuid nagu Selonon ja Kotiaho (2013), kes on väitnud, et alla 45 m laiused puhvrid ei suuda samblaid ja soontaimi kaitsta. Hetkel kehtib Eestis enamike vooluveekogude kallastel 10 meetrise veekaitsevööndi nõue (Veeseadus, 2025), kuid arvestades, et eeltoodud uuringute põhjal ei suuda isegi 15 m laiune puhver säilitada ühte kaldavööndi ökoloogilistest protsessidest (iseloomuliku mikrokliima tagamine) ega pakkuda kaldale loomupäraseid elupaiku, on põhjust arutleda, kas praegune veekaitsevöönd on piisavalt lai.

Jõe- või ojakoridori laiust on keeruline määrata, sest oleneb, kas arvestada mõõtmisel veepeegli laiust, vee-elustiku väljalendamise kaugust, oru reljeefi või mõnda muud omadust, ja seetõttu on seal keeruline elurikkust kaitsta. Erinevad loomarühmad kasutavad oma elutegevuseks erineva laiusega alasid jõgede ja ojade kallastel (joonis 1). Kui 50%

vastsestaadiumi vees veetvatest putukatest, nagu näiteks ühepäevikulised, kasutavad valmikuna veepiirist vaid 1,5 m laiust ala, siis 10% kasutavad elutegevuseks ligi 550 m laiust ala (Muehlbauer *et al.*, 2014). Kuna antud uuringus oli uuritud veekogude sängide laiuste mediaan 3,5 m, siis lisades sellele mõlemal pool 1,5 m kaldaala, muutuks veekogu laius elustiku vaatest peaaegu kahekordseks (Muehlbauer *et al.*, 2014). Isegi kui me suudaks määratleda ära ala, mida veega seotud loomadele on tingimata elutegevuseks vaja, tekib küsimusi selle kohta, millise veeseisu ajal on need kaugused mõõdetud, kas on arvestatud oru kujuga või kaldavallidega, rääkimata jõe- või ojakoridori mikrokliimast, mullastikust ja taimestikust, mis vee ja kaldaala poolt mõjutatud on.



Joonis 1. Veest väljuvate selgrootute küljesuunaline (lateraalne) levimiskaugus võrreldes nahkhiirte toitumisalaga (Muehlbauer *et al.*, 2014), tõlkinud Ingrid Rand

Lindude kooslus vooluveekogude läheduses on omanäoline ja eriline. Puhvri laiuse mõju lindudele on uuritud mitmel korral ning valdavalt on järeldatud, et laiemad puhvrid tagavad parema kaitse, kuigi uuritud puhervööndite laiused on suuresti erinevad. (Shirley & Smith, 2005; Pearson *et al.*, 2015). Kuna lindude nõudmised keskkonnale erinevad liikide vahel, on leitud, et umbes 40 m laiused puhvrid sobivad servaalasid eelistavatele liikidele, samas üle 100 m laiused puhvrid on sobilikud liikidele, kes elutsevad peamiselt metsades ning ka liikide üldine kooslus sarnanes laia puhvriga alal kontrollalale rohkem

kui kitsa puhvriga alal (Shirley & Smith, 2005). Nii ca 13 kui 30 m laiuste puhvrite korral tõusis lindude liigirikkus pärast ümbritseva ala raiet, suurimat liigirikkuse kasvu nähti 10 aastat pärast raiet ning laiema puhvri korral (Pearson *et al.*, 2015). Selle põhjuseks oli tõenäoliselt lindude puhveralale kolimine pärast algsete elukohtade hävimist ja laiemale alale mahtus lihtsalt rohkem liike. Kahjuks on eeltoodud uuringud tehtud Põhja-Ameerika mandril ning asjakohaseid Euroopas tehtud uuringuid ei leitud. Eesti kontekstis on võimalik, et puhvrid võivad olla valdavalt kitsamad kui 100 m, kuna meie veekogud on väiksemad kui Shirley ja Smithi (2005) uuringus ning lindudel on kergem kasutada puhverribasid mõlemal pool veekogu, ent piirkondades, kus on teadaolevalt ohustatud metsaliike võiks tõesti rakendada eriti laia puhvrevööndit. Samas võib vooluveekogu mõnede lindude elupaika killustada ja servaalade osakaalu suurendada, mille korral ei saaks väita, et Eestis piisaks vähemalt servaefektide suhtes tundlikele liikidele kitsamatest puhveraladest.

Liikudes kaldalt tagasi veesisese elustiku juurde, näeme, et kaldal toimuv mõjutab ka neid. Kui uuriti puhvri laiuse mõju karpidele leiti, et fragmenteeritud (laius < 20 m) ja pidevad (laius > 30 m) puhvrid erinevad üksteisest oluliselt põhja ja pinnavee veevahetuse ning setete iseloomu ja kogunemise poolest (Lu *et al.*, 2024). Kui puhver on vähemalt 30 m lai, toimib veevahetus vabalt voolava vee ja põhja vahel paremini ja see mõjutab positiivselt vees elavate jõekarbilised (*Unionida*) (Eestis näiteks paksukojaline jõekarp (*Unio crassus*), kiiljas jõekarp (*Unio tumidus*) jt.) arvukust ja soodustab nende uute alade asustamist, kuna siis on vees lahustunud hapniku sisaldus kõrgem ja ammoniaagi sisaldus madalam kui 20 m ja kitsamate puhvrite korral (Lu *et al.*, 2024). Veevahetust piiravad peamiselt peened setted, mis on ka looduslikult esinevad, kuid voolu muutmine ja setete koormuse suurenemine näiteks veekogude õgvendamise käigus võivad setete hulka suurendada nii palju, et need hakkavad põhja ummistama (Dubuis & De Cesare, 2023). Kui peened setted on jõe või oja põhjas lausalised, vähendab see kalade kudemisedukust ja selgrootute elupaiga kvaliteeti, kuid kui setete paiknemine moodustab heterogeense keskkonna, saab see toetada mitmeid erinevaid liike (Dubuis & De Cesare, 2023). Seetõttu saab väita, et sidusus vee ja põhja ehk hüperilise tsooni vahel on oluline jõe või oja tervikuks siduja ja ainete liikumine nende keskkondade vahel mõjutab ka sealset elustikku.

Oluline aspekt puhvri tõhususe jaoks on ka puhvri killustamatus ehk selle katkestamata pikkus piki veekogu serva. Veeseaduse (2025) järgi peaks igal veekogul olema kaldal katkestamatu puhvrina toimiv veekaitsevöönd, mille laius sõltub piirkonna eripärast, kuid

erinevatel põhjustel, näiteks inimasulate paiknemise, sadamate või maaharimise tõttu võivad need siiski olla katkendlikud. Puhvrite puhul, mille sisuks on mets, mõjutab metsa katkestumine vooluveekogu keskkonda kohati negatiivsemalt kui puhvri väiksem laius, kuna kaldametsad pakuvad veekogudele varju ning hoiavad selle kaudu vett jahedamana – omadus, mis on eriti oluline kliimasoojenemise tingimustes (Kail *et al.*, 2021). Selleks, et puhervöönd Eesti sarnases piirkonnas vee temperatuuri kõige paremini reguleerida saaks, piisaks 10 m laiusest puhvrist, kuid see peaks olema vähemalt mitmesaja meetri pikkune ning maksimaalset varjutust pakkuv (Kail *et al.*, 2021). Selline puhervöönd on Eestis mitmes kohas tagatud, kuid see ei võta arvesse metsa raie mõjusid elustikule, mistõttu võib vajalik puhvri pikkus olla oluliselt suurem.

Kahjuks on puhvrite pikkuse mõju elustikule vähem uuritud ning olemasolevad uuringud on läbi viidud peamiselt troopikas või mäestikes. Troopilise kliimavööndi näiteks saaks tuua uuringu, kus Brumberg *et al.* (2021) jõudsid järeldusele, et puhvri laius ei paku soovitud veekvaliteedi paranemist, kui puhver on liiga lühike, kuna põllumajanduse mõjud veele jõuavad ka vähemalt 1 km kaugusele allavoolu. Väheste uuringute põhjus võib olla ka elusolenditele sobivate nišside mitmekesisuses, näiteks Apalatšides tehtud uuringus leiti, et raie poolt mõjutatud jõelõikudel oli väiksem arv kalaliike, kes eelistasid kiiret ja madalat vett ning väheseid setteid või kes jätsid oma marja järelvalveta, ja suurem hulk kalaliike, kes peidavad oma järglasi või elavad sügavamas, aeglasema vooluga vees (Jones III *et al.*, 1999). Siiski soovitati ka antud uuringus hoiduda vooluveekogude kaldal raietest, mis tekitaksid muidu pidevasse puhervööndisse katkestuse, mis on pikem kui 1 km, kuna see mõjutab tundlikumaid liike negatiivselt ja suurendas võõrliikide osakaalu (Jones III *et al.*, 1999). Kuna elustik on varieeruv igal pool ning ainete ringlus maalt vette on eri kliimavöötmetes valdavalt sarnane, võiks järeldada, et ka parasvöötmes ja tasasematel maadel on kaldapealse taimestiku ulatus nii veega pikisuunal kui risti oluline elustiku kujundaja.

Elupaikade sidusust aitavad säilitada puhverribad veekogude kallastel. Teoreetilisi puhvertsoonide disaini on välja pakutud mitmeid, kõige klassikalisem nendest on täpsustamata sisuga ja fikseeritud laiusega puhver, mis on kasutusel ka Eestis ning see on sätestatud veekaitsevööndiga (Veeseadus, 2025). Selle lähenemise edasiarendusena on välja pakutud ka mitmetasandiline puhverala, mille kõige veeäärsem osa sarnaneb Eesti veekaitsevööndile, kuid mis lisab sellele veel kaks puhverriba, millest üks kattub veekaitsevööndiga, kuid ulatub veepiirist vähemalt 142 m kaugusele, et kaitsta ka

kahepaiksete ja teiste poolveeliste loomade elupaiku, ning teine ulatub eelnevast veel umbes 50 m kaugusele ja on mõeldud kaitsma keskmist puhverriba servaepektide eest (Semlitsch & Bodie, 2003). Selle lähenemise miinus on aga majandamata jääva ala laius, mis võib küündida, küll Ameerika põhjal leitud andmetel, 300 meetrini (Semlitsch & Bodie, 2003). Kolmandaks puhverribade disaini näiteks saaks välja tuua nii-öelda spageti ja lihapalli meetodi, mida Olson *et al.*, (2007) iseloomustasid oma töös vahelduvate kitsamate puhverribade ja laiemate puhveraladega vastavalt veekogu ja selle elustiku iseloomule. Kitsaid puhverribasid saab rakendada vee kvaliteedi kaitsmiseks aladel, kus elupaiga kvaliteet on madal, laiemaid ribasid seal, kus soovitakse säilitada elupaiga omadusi ning veelgi suuremaid puhveralasid näiteks veekogude lätete juures ja harude kokkusaamispunktides, et suurendada sidusust erinevate oja- või jõeharude vahel ja kaitsta allavoolu jäävaid elupaiku (Olson *et al.*, 2007). Antud meetodi kõige nõrgemaks küljeks on selle arusaadavus ning tagamise ja järelvalve keeruline logistika, kuid elupaikade säilitamise ja puhverala suuruse lõivsuhet arvestades oleks see ilmselt parim lahendus.

Kokkuvõtlikult võib öelda, et jõe- ja ojakoridorid pakuvad maastikul ainulaadset liikumiskoridori nii veega otseselt kui kaugemalt seotud organismidele, kuna veega liiguvad kaasa nii toitained, mida teised vee ääres rändavad organismid tarbida saavad kui ka taimede levised ja loomade noorjärgud. Selleks, et veekogud liikumiskoridoridena töötada saaksid, peab aga keskkond nende ümber olema sidus. Kuigi väiksemaid takistusi suudavad valdav enamik loomadest ületada oluliste raskuseta, siis näiteks pikemad inimõju poolt häiritud alad võivad organismide levikut piirata. Selle vältimiseks oleks soovitatav tagada, et juba sätestatud puhverribad oleksid piisavalt pikad ja laiad, et nad oleksid võimelised säilitama nii kaldaala mikrokliimat, kui olulisi maastikuelemente. Sellised puhverribad täidaksid ka oma esmast eesmärki, milleks on erosiooni ja reostusohu vähendamine, ja võimaldaksid samaaegselt aineriingel loomupäraselt toimida. Arvestades eelnevalt mainitud puhvrite laiust ja killustatust uurinud töid, millest kõik soovitasid puhvri laiuseks suuremat ala, kui hetkel Eestis kehtiv veekaitsevöönd, tuleks üle kontrollida, kas hetkel kehtivad puhveralad on piisavalt sidusad nii piki- kui ristisuunal, et nad täidaksid lisaks veeparameetrite kaitsmisele ka liikumisteede säilitamise funktsiooni.

2. 2. Jõe- ja ojakoridorid elupaigana

2. 2. 1. Elupaiga kvaliteet

Lisaks jõe- ja ojakoridoride kasutamisele rände- ja liikumiskoridoridena, on vooluveekogud loomulikult elupaigaks mitmetele erinevatele elusolenditele. Lammorgudest kanjoniteni on veekogud ja nende kaldaalad oluline elupaik nii kaladele ja putukatele kui näiteks Oldén *et al.* (2019a) artiklis välja toodud niiskuse suhtes nõudlikele sammaldele ja Eestis II kaitsekategooriasse kuuluvale oja-haneputkele (Metsoja, 2020). Kõigile neile elusolenditele on vajalik, et elupaiga kvaliteet oleks nende vajadustele vastav ja sellest tulenevalt vaheldusrikas, kuna konkreetset vajadused on erinevatel liikidel erinevad, isegi kui nad elavad samas vooluveekogus. Laiendades seda mõtet varasemalt puudutatud kalda ja veekeskonna sidususele ja ainete liikuvusele vees, võib väita, et madal elupaiga kvaliteet kaldal mõjutab negatiivselt elupaika veekeskonnas ja vastupidi. Näiteks mitmekesise vana metsa puudumine kaldal vähendab puutüvede vette langemise võimalust, mistõttu on jões või ojas vähem elupaiga varieerumist (veesügavuste ja voolukiiruste vaheldumine) ning pelgu-, toitumis- ja munemiskohtasid vee-elustikule (Hoffmann & Hering, 2000; May & Gresswell, 2003).

Mõned elusorganismid, keda kutsutakse ökosüsteemi insenerideks, muudavad enda elutegevusega elupaiga kvaliteeti kõigile teistele samas keskkonnas elutsejatele. Tuntud näide on kobras, kuid ka eelnevalt liikumiskoridoride peatükis mainitud jõgitakjas on omamoodi ökosüsteemi kujundaja ning insenere on jõgedes ja ojades veelgi. Veekogu põhjas elavad karbid on võimelised elupaika füüsiliselt muutma erosiooni suurendamise kaudu (Allen & Vaughn, 2011). Karpide põhja kaevumine segab setteid ja muudab nad kergemini liikuvaks ning karbid ise on veekogu põhjas uued füüsiliselt rikastavad struktuurid, mille läheduses on vesi turbulentsem ja võimelisem setteid kaasa kandma (Allen & Vaughn, 2011). Karpide kaevumise viisid erinevad liikide vahel, misõttu toimub suurim erosioon just suurema liigirikkusega aladel, ent kuna karbid paiknevad vooluveekogudes laiguti, on selle erosiooni mõjud lokaalsed (Allen & Vaughn, 2011) ning tekitavad pigem olulisi mikroelupaiku. Kohtades, kus peeneid setteid on vähem (näiteks karpide asustatud alad) on mõningatel selgrootutel nagu kirpvähilistel parem põhjas liikuda

(Mathers *et al.*, 2019), samas osa selgrootuid nagu surusääsklaste vastsed saavad setetes hästi hakkama (Nogaro *et al.*, 2006). Muidugi võib usjate selgrootute liikumine veekogu põhjas sarnaselt karpidele samuti setete ringlust mõjutada (Nogaro *et al.*, 2006). Eelnevast lähtuvalt on vooluveekogudes mõned liigid, kes mängivad väiksemaid häiringuid tekitades olulist rolli elupaiga füüsiliste omaduste kujunemises. Oma elutegevusega mõjutavad nad ümbritsevat keskkonda mitmekesisuse suunas ning neid ümbritsev muu elustik ja abiootilised tegurid nagu aluspõhja omadused ja vee voolamine tagavad neile eluks sobivaid tingimusi ehk toimuvad pidevad vastastikmõjud.

Üheks oluliseks veesisese elupaiga pakkujaks ja elupaiga kvaliteedi tõstjaks selle mitmekesisistamise kaudu on lamapuit. Kui eelnevas alapeatükis tutvustati lamapuidu liikuvuse olulisust, siis statsionaarne puit on samuti olulisi rolle täitev komponent oja- või jõesängis (joonis 2). Puidu liikumist ei saa siinkohal siiski täielikult kõrvale jätta, kuna puitu asustavad vees paljud lagundajatest mikroorganismid (joonis 3), kelle elupaika puidu liikumine mõjutab nii häiringuna kui uue levimisvektorina (Verdonschot & Verdonschot, 2024). Puidu rolli vees on uuritud laiemalt juba umbes 50 aastat, kusjuures peamised uurimissuunad on olnud puidu mõju veevoolule, muutunud veevoolu mõju lahustunud ainete, mineraalsete setete ja orgaanilise aine liikumisele ning viimaks nende setete ja ainete liikumise ja kuhjumise poolt tekitatud geomorfoloogiliste nähtuste uurimine (Gurnell *et al.*, 2002). Samas on vette sattuva puidu hulk olnud parasvöötmes looduslikult esineva kaldametsaga jõgedel ajalooliselt palju suurem kui praegu, mistõttu on puidu mõju elupaigale aja vältel järjest kahanenud (Wohl, 2013). Kuna puidu rolle vees on uuritud lühemat aega, kui inimene seda protsessi mõjutanud on, on võimalik, et mõned lamapuidu ajaloolised rollid, mis esinevad vaid suurema puidu hulga korral, on veel taasavastamata. Seepärast saab tõenäoliselt järeldada, et võrreldes loodusliku fooniga on nii Eesti kui ka laiemalt maailma vooluveekogudes vettekukkunud puutüvede puudus.

Kinnitumine & varjupaigad

- Substraat organismidele (nt kogujad, filtreerijad, ronijad, klammerdujad)
- Elupaik loomadele (nt kobrastele)
- Puhkepaigad selgrootutele

Toiduväru

- Ressursid mikroobidele (nt bakterid, seened)
- Obligatoorsed ja fakultatiivsed ksülofaagid (nt uuristajad, kaevurid)
- Pinnalt toidu hankimine selgrootutel (nt närijad, kogujad, kraapijad, filtreerijad, röövtoidulised selgrootud)

Levitamine

- Passiivne ja aktiivne elusorganismide ja leviste (nt seemned, kookonid) transport



Ellujäämine

- Varjupaik suurvee ajal
- Varjupaik röövluse eest
- Taimede suksessioon

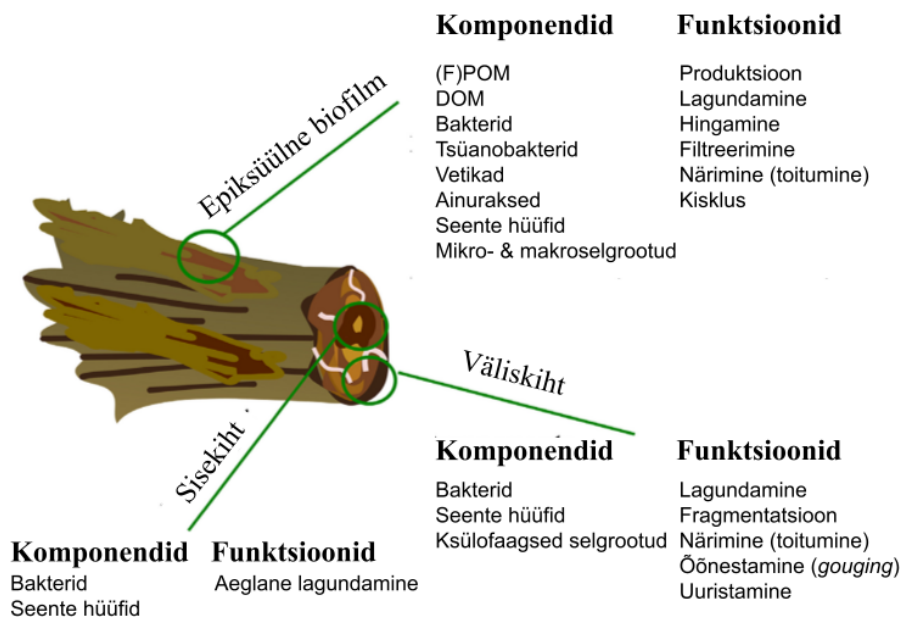
Paljunemine

- Kudemine & kasvatamine (nt kalad)
- Munemine (selgrootutel)
- Seemnete kinnipüüdmine ja idanemine

Elupaikade seisundi parandamine

- Kõva substraadi hankimine
- Elupaiga võimaldamine välispinnal ja sisemistes kihtides
- Elupaikade parendamine lähimbruses (nt erosiooni, settimise ja voolu muutmise kaudu)
- Elupaikade dünaamilisuse põhjustamine voolusängis

Joonis 2. Puidu rollid vooluveekogudes (Verdonschot & Verdonschot, 2024), tõlkinud Ingrid Rand



Joonis 3. Puidu erinevate osade asustajad vees ja nende funktsioonid (Verdonschot & Verdonschot, 2024), tõlkinud Ingrid Rand

Nii mõnedki lamapuidu ja jõe- või ojakoridoride elupaiga kvaliteedi seosed on siiski 50 aasta jooksul leitud. Mitmed uuringud on väitnud, et lamapuit aitab jõe või oja sängi stabiliseerida, selle keeruline ruumiline struktuur pakub mitmekesist elu- ja peidupaika erinevas elujärgus organismidele ning puit võib ka vee enda kvaliteeti tõsta (Gurnell *et al.*, 2002; Verdonschot & Verdonschot, 2024). Puit on vees suure nõudlusega kõva substraat, kuhu näiteks selgrootud loomad saavad muneda, ja mida asustab biofilm, mis on omakorda oluline toiduvõrgustiku osa (Verdonschot & Verdonschot, 2024). Kui lamapuit on voolusängis, tekitab see osalisi voolutakistusi ja vähendab veekogu ristlõike pindala, mistõttu hakkab vesi kaldaid rohkem erodeerima ja suurvesi pääseb lihtsamini lammi üle ujutama (Wohl, 2013). Samaaegselt langeb vees voolu aeglustumise tõttu setete kandmise võime ning voolu takistava puutüve või -tüvede ette ning kallastele satub rohkem peeneid setteid, mis muudavad mulla taimedele viljakamaks ning risuummistusest allavoolu jääva vee puhtamaks, kuid ummistusest napilt ülesvoolu tekib hoopis teistsugune seteterikkam ala (Wohl, 2013). Kõige rohkem mõjutab lamapuit vee ja setete liikumist just ojades ja väiksemates jõgedes, kus puutüved on veekoguga võrreldes enamasti suuremõtmelised, väheliikuvad ja suurema voolu takistamise võimega (Gurnell *et al.*, 2002). Lamapuit vees aitab tagada mosaiikse, vahelduva elupaiga, kus voolukiirused ja põhjasubstraat erinevad, pakkudes nii eluvõimalusi paljudele liikidele.

Sarnase vett puhastava efekti võivad väiksematel vooluveekogudel tekitada koprapaisud, juhul kui need on pikaajalised struktuurid (Połec & Grzywna, 2023). Lisaks võivad koprapaisud ühtlustada ööpäevast veetemperatuuri kõikumist suvisel ajal, kuna nad ergutavad veevahetust jahedama põhjaveega ja suurendavad soojendatava vee hulka paisust ülesvoolu, pakkudes seega kvaliteetsemat elupaika temperatuuri suhtes tundlikemale liikidele nagu on lõhilased (Weber *et al.*, 2017). Ulatusliku ökosüsteemi insenerina loovad koprad oma elutegevuse käigus elupaikasad teistele liikidele, näiteks kahepaiksetele, kes on ohustatud ja katusliigid mitmetele teistele jõe- ja ojakoridoride elustikurühmadele (Remm *et al.*, 2018). Eelnevate koprapaisude põhjal tehtud uuringute tulemused võiksid olla ülekantavad ka lamapuidule, kui seda on piisavalt, et ummistada valdav osa voolusängist (Wohl, 2013). Positiivseid mõjusid hinnates tasub mees pidada, et kui kobraise löhkuda või lamapuidu ummistusi eemaldada, vabanevad vette tagasi needsamad saasteained, mida pais enne kinni pidas ja vee kvaliteet võib uuesti halveneda (Połec & Grzywna, 2023). Lamapuidu liikumine sängis ja koprapaisude purunemine toimub looduslikult suurvee ajal, mil veel on rohkem potentsiaali vabanevate setete ja

saasteainete kiiremini minema transportimiseks. Inimeste poolne koprapaisude lõhkumine seevastu toimub tõenäolisemalt madalama veeseisu ajal, kui paisudele on kergem ligi pääseda, kuid siis on veekogus ka vähem vett, mis oleks võimeline vabanevad ained minema toimetama.

Selleks, et eelnevalt mainitud puit üldse veekogusse jõuaks, peaks veekogu kaldal kasvama mets või vähemalt võsa. Vanemast puistust kukub vette suurema tõenäosusega ja suuremal hulgal tüvesid, mis jäävad pikemaks püsima ja püüavad enda taha rohkem väiksemaid oksa, mõjutades nii elupaiga kujunemist suuremal määral (Meleason & Hall, 2005). Suurel osal Eesti ojadest ja jõgedest kasvabki kaldal mingisugune puistu, kuid metsa spetsiifilised omadused võivad elupaiga kvaliteedi jaoks olla samuti olulised. Võttes näiteks ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmesiivaliste valmikud, kes levivad jõe- ja ojakoridore mööda, on leitud, et kui veekogu kaldal kasvas okasmets, ei mõjutanud see nende putukate levimisvõimet, kuid keskmise katvusega lehtmetsad soodustasid muidu kehvema levimisvõimega isendite levikut ning parandasid nende jaoks vee ja maismaa vahelist sidusust (Peredo Arce *et al.*, 2023). Võrreldes puhvri alale jääva taimestiku rindelisuse olulisust, on leitud, et metsad on kõige edukamad pestitsiidide kontsentratsioonide vähendajad võrreldes põõsastike või rohttaimedega (Aguiar *et al.*, 2015) ning Eesti jõgedes on näidatud, et hall lepp suudab efektiivselt lämmastikühendite kontsentratsiooni pinnalähedases põhjavees vähendada (Mander *et al.*, 2014). Samas uuringus soovitasid Mander *et al.* (2014) puhveraladel vanemad puud maha saagida, kuna metsa vananedes võib nende keemiline puhverdamisvõime väheneda, kuid see soovitus ei arvesta lamapuidu olulisusega, mille hulk vees kasvab metsa vanuse kasvades (Meleason & Hall, 2005). Arvestades eelnimetatud tulemusi, võiks neil kallastel, kus looduslikult kasvabki mets, olla see mets võimalikult suure pindalaga ning eriliigilise ja -vanuselise koosseisuga, et säilitada elupaiga kvaliteeti võimalikult paljudele liikidele nii füüsilisest kui bioloogilisest seisukohast.

Eestis leidub aga lisaks metsadele hulgaliselt ajaloolisi lamminiite ja karjamaid just toitainerikaste setete tõttu, mida suurvesi kallastele iga aasta juurde toob (Metsoja, 2020). Inimese ülesharitud maid läbivate vooluveekogude ääres on võrreldes ümbritsevate rohumaadega rikkamad taimekooslused, mis toetavad sealset tolmeldajate elurikkust, kui vähemalt 5 meetrit veepiirist on harvemini karjatatav (Cole *et al.*, 2015). Lisaks õistaimede rohkusele pakuvad veeäärsed lagedamad alad kimalastele pesitsemis- ja talvitumiskohti, liblikaröövikutele toidutaimi ning juba varem mainitud kaldale omane stabiilsem

mikrokliima pakub ka laiemalt putukatele varjupaiku (Cole *et al.*, 2015). Ükski kindlat tüüpi omadustega kaldavöönd ei suuda toetada kõiki liike, kes on teoreetiliselt võimalised seal elama, kuna nõudmised keskkonnale erinevad liikide vahel ning selle asemel peaks keskenduma võimalikult laiale mikroelupaikade valiku pakkumisele, mis maastiku skaalal elu- ja liigirikkust tõstaksid (Stockan *et al.*, 2014).

Avatud kooslused ja eriti lamminiidud on Eestis pideva kinnikasvamis- ja kuivendamissurve all, kuigi need on olulised elupaigad mitmetele ohustatud liikidele, keda mujal leidub vähe (näiteks lubjarikastel luhtadel kasvavad II kaitsekategooria taimed Russowi sõrmkäpp (*Dactylorhiza russowii*) ja kollane kivirik (*Saxifraga hirculus*) või lindudest II kaitsekategooriasse kuuluv luhtade tunnusliik rohunepp (*Gallinago media*) (Metsoja, 2020). Intensiivse põllumajanduse tõttu võib aga puhverribade süsteem olla ebapiisav, et kaitsta just kaldaaladele iseloomulikke liike, kuna jooksiklasi uurides on leitud, et ka valdavalt rohttaimedega asustatud puhverribad toetavad rohkem hoopis metsale iseloomulikke ja madalama kohanemisvõimega liike (Stockan *et al.*, 2014). Siinkohal tuleb täheldada, et nii Stockan *et al.* (2014) kui Cole *et al.* (2015) uurisid väga kitsaid (2–5 m) aiaga eraldatud puhverribasid. Aiaga eraldamine võib üksikute loomarühmade elutegevust soodustada, kuid see vähendab kaldaala dünaamilisust ja mitmekesisust (Cole *et al.*, 2015) ning on kulukas viis maastiku sidususe vähendamiseks. Lisaks ei mõjuta kaldaalalt rohusööjate tõrjumine taimede liigirikkust ja seega võiks mõõdukas niitmine või karjatamine ajaloolisi lammialasid veelgi mitmekesistada ja nende kinnikasvamist ära hoida (Cole *et al.*, 2015).

2. 2. 2. Vooluveekogu ja kaldavööndi vahelised toiduvõrgustikud

Ojade ja jõgede kallastel elavatel loomadel on oluline roll veekogude energiavoos (Liao *et al.*, 2022). 2022. aastal avaldatud uuringus, kus uuriti erinevate mudelitega ühe jõe ja selle lisajõe toiduvõrgustikke, leiti, et kui mudelist välja jätta kaldavöönd, muutus lisajõel energia liikumine mahukamaks ja muudatusi oli ka toiduvõrgustiku struktuuris, kuna lisajõel oli kallastel nii taimkatte kui ka lüljalgsete arvukus suurem (Liao *et al.*, 2022). Üheks sellise muudatuse näiteks oli vees elavate lüljalgsete tarbimise suurenemine, kui kaldavöönd oli analüüsi kaasatud, millest järeldati, et kaldavööndi rühmad on stabiilne vahelüli nii maismaa kui ka veekeskonna tippkiskjate ja tootjate vahel (Liao *et al.* 2022). Maismaa ja veekeskonna toiduahelate vahelisi seoseid on leitud ka katseliste uuringutega.

Kalade dieeti uurinud Nakano ja Murakami (2001) leidsid, et kõigi uuritud kalade toitumine sisaldas maismaalt pärinenud toitu lehtimise ajal ja keskmiselt 44% kalade aastasest toidukogusest oli maismaalt vette sattunud. Samas ei pruugi see seos kehtida kõigi kalaliikide kohta, näiteks vikerforellide (*Oncorhynchus mykiss*) kasvu mõjutab olulisemal määral ühepäevikuliste kättesaadavus ning mitte muu maismaalt pärinev toit (Uno & Power, 2015).

Vaadeldes veeselgrootute kooslust nende toitumistüübi (*functional feeding group*) järgi, ilmneb, et lageda kaldaga veekogudes domineerivad kraapijad (*scrapers*), kes toituvad peamiselt vetikatest (Rojas-Castillo *et al.*, 2023). Metsastunud kaldaga veekogudes on aga kraapijad, kiskjalise eluviisiga vee-selgrootud (*predators*) ja närijad (*shredder*) omavahel tasakaalus, kusjuures lehti ja puitu peenestavad närijad põhjustavad suurima biomassi erinevuse (Rojas-Castillo *et al.*, 2023). Veekogud, mis on valgusele rohkem avatud, toodavad vähemkvaliteetset biokilet, keda tarbides väheneb biokilest toituvate loomade biomass, mis võib omakorda mõjutada toiduvõrgustiku kõrgematel tasemetel olevaid loomi (Zhang *et al.*, 2024). Arvestades, et veeseente ja -selgrootute aktiivsus ja mass erinevad sõltuvalt sellest, mis liiki puu lehtedest nad toituvad (Seena *et al.*, 2017) ja puidu lagunemiskiirus ja puitu lagundavate bakterite liigid erinevad lamapuidul sõltuvalt puuliigist (Jones *et al.*, 2019) on kaldavööndi omaduste käsitlemine vooluveekogude toiduahelaid uurides põhjendatud. Tuleb arvesse võtta, et antud uuringutest vaid Seena *et al.* (2017) oli läbi viidud Euroopas, kuid toitumistüüpi mõjutavad keskkonna omadused, mis võiksid toimida samamoodi ka Eestis ning Jones *et al.* (2019) on välja toonud, et sõltuvalt liigist võib lamapuidul parasvöötmes bakteritest rohkem erineda seente liigiline koosseis. Elusorganismide vajadus eri liiki taimejäänuste järgi on siiski Eestile ülekantav ning rõhutab omakorda kaldametsa mitmeliigilisuse olulisust, sest monokultuursest metsast ei jõua piisavalt erinevaid lehti ega lamapuitu vette, et mitmekesisust toetada.

Energiavood ei ole aga ühesuunalised ja varasemad arusaamad, et jõgi on ainult energia vastuvõtja, mitte väljaandja, on ümber lükatud. Juba 2001. aastal avaldatud artiklis, mis keskendus osaliselt lindude toitumisele jõgede lähedal, leiti, et haljal ajal on veeloomadest toitumine väike, kuid raagus perioodil, kui lindudel on keeruline kätte saada oma maismaist saaki, moodustavad poolte uuritud liikide toidulauast 50–90% vees elavad saakloomad (Nakano & Murakami, 2001). Täheldatud on ka, et konnad, nahkhiired ja ämblikud toituvad veest väljunud ühepäevikuliste valmikutest (Uno & Power, 2015). Eelnevalt mainitu tõttu on oluline meeles pidada, et mõlemad elupaigad on

vooluveekogude säilimiseks olulised ning ühe kadumine või kahjustumine mõjutab teise seisundit (Nakano & Murakami, 2001; Liao *et al.*, 2022). Lisaks on Nakano ja Murakami (2001) otseselt välja toonud, et vooluveekogude läheduses metsa raiumine, teedehitus ja jõgede ning ojade sirgeks kaevamine võivad kahjustada energiavahetust maismaa ja veekeskonna vahel.

Loomi, kes toiduahelate kaudu veekeskkonnast energiat maismaale toovad, on rohkem kui linnud. Ka osad selgrootud loomad näiteks ämblikud püüavad toiduks just neid putukaid, kes pärast moonet veest välja lendavad (Laeser *et al.*, 2005). Laeser *et al.* (2005) samuti Jaapanis tehtud uuringus leiti, et veest väljuvatele selgrootutele spetsialiseerunud ämblike (perekond *Tetragnathidae*) asustustihedus oli sirgendatud ning madala rohhtaimestikuga veekogude ääres 96% madalam kui looduslike sängide ääres. Puittaimestiku kadumine mõjutas oluliselt ka ämblikuperekondi, kes püüdsid saaki nii maismaalt kui veest – nende asustustihedus lagedate kallaste korral oli 92% madalam sirgendatud sängide ning 87% madalam loodusliku sängiga lõikude juures. Kusjuures sirgeks kaevatud lõikudel, kus kõrgem ja tihedam taimestik oli taastunud, oli erinevus väiksem (Laeser *et al.*, 2005). See tulemus viitab puhveralade vajalikkusele, mis säilitaksid vee lähedal kõrgemat ja mitmekesisemat puittaimestikku, sest ainult rohhtaimede esinemine ei toeta kaldapealset selgrootute mitmekesisust piisavalt.

2. 2. 3. Raie mõju elustikule

Kaldametsa majandamise all mõeldakse Eestis peamiselt raie teostamist. Majandatav ja majandamata mets võivad üksteisest liigilise koosluse poolest erineda. Eestis on valdav osa metsamaast majandatav ja seetõttu on enamuspoolsi erinevused majandatava metsamaa ja kogu metsamaa vahel väiksed, ent siiski on näha, et majandataval metsamaal on kase, halli lepa ja kuuse osakaal suurem kui metsamaadel keskmiselt ning levinuim puuliik on metsamaal kask, millele järgneb napilt mänd (Keskkonnaagentuur, 2024). Kahjuks ei saa nende andmete põhjal teha järeldusi kaldavööndi metsade kohta, kuid võib arvata, et niiskusega hästi toime tulevad liigid nagu sanglepp moodustavad kaldavööndis olulisema osa kui Eesti maastikul üldiselt ning et kaldavööndis kasvab nii leht- okas- kui segametsi. Erinevad metsatüübid toetavad erineva vee-elustiku vajadusi keskkonnale. Näiteks vanade laialehiste kaldametsade esinemisel on ränivetikate arvukus vooluveekogus suurem kui siis, kui kaldametsal domineerib sinna istutatud noor okasmets, kuid liikide arv ei erine

oluliselt (Yoshimura, 2024). See erinevus võib tuleneda okasmetsade ja lehtmetsade poolt tekitatud erinevustest veetemperatuuris ja happesuses (Yoshimura, 2024). Ka perifüütoni koosseis jões või ojas erineb vastavalt ümbritseva metsa omadustele, eriti metsa ruumilisele struktuurile (Stovall *et al.*, 2009). Vanemad metsad on kompleksema struktuuriga, mistõttu pakuvad nad reeglina veekogus heterogeensemaid valgustingimusi, kus varjulisemates osades saavad domineerida heterotroofid ning valgusele avatud osades autotroofid (Stovall *et al.*, 2009), kusjuures täiesti avatud veepinnaga aladel võib autotroofide biomass olla kaks korda suurem võrreldes 70% varjutatusega veekoguga (Myrstener *et al.*, 2023).

Kaldametsade raie võib keskkonnatingimuste muutmise kaudu mõjutada lisaks mikroorganismidele veeselgrootute liigirikkust. 2023. aastal troopikas tehtud uuringus, milles käsitleti vooluveekogude kaldal kasvavate puude mõju vee-elustikule, leiti, et need veekogud, mille kaldal oli mets, pakkusid elupaika umbes poole rohkematele suurselgrootute liikidele kui lagedate kallastega veekogud (Rojas-Castillo *et al.*, 2023). Kui uuritava veekogu kaldal olev õlipalmiistandus oli jätnud veekogu äärde alles 30–40 m laiuse riba seal kasvanud metsast, oli erinevuseks kõigest 8% (Rojas-Castillo *et al.*, 2023). Erinevuse põhjustab mikroelupaiku pakkuvate puudu ja lehtede suurem hulk vees, muda ja veetaimede vähem esinemine ning väiksem temperatuuri kõikumine ja vooluhulga varieeruvus, mis soodustab mitmete, kuid mitte kõigi selgrootute elu vees (Astudillo *et al.*, 2016; Rojas-Castillo *et al.*, 2023). Järelduseni, et suurem metsa osakaal kaldal mõjutab veekogu temperatuuri aga ka toitainerohkust ja valgustingimusi, jõudsid parasvöötmes ka Soomes jõgesid uurinud teadlased, kes soovitasid mõjude vähendamiseks rakendada vähemalt 15 m laiust puhvervööndit (Jyväsjärvi *et al.*, 2020).

Erinevad raievõtted võivad samuti elustikku erineval määral mõjutada. Eestis moodustab lageraie umbes 75% 2018–2023 raiehooegade keskmisest raiutud mahu osakaalust metsamaal nii riigimetsa kui erametsa lõikes (Keskkonnaagentuur, 2024). Lageraie mõjutab kaldavööndis oluliselt liikide koosseisu, soodustades invasiivsete taimeliikide poolset ala asustamist ning kõrvaldades kliimakskoosluste (*late-seral*) liike, mis ei pruugi ka mitmekümne aastaga taastuda (Newaz *et al.*, 2019). Selliste mõjude vähendamiseks on soovitatav veekogude ääres eelistada valikraiet, kohalike liikide kiiret raielangile külvamist ning pinnase võimalikult vähest häirimist (Newaz *et al.*, 2019). Valikraie võib siiski oluliselt tõsta setete hulka veekogus pärast raiet, kui raie on ulatuslik (28% metsakadu), kuid seda mõju saab vähendada talvise raiega ning veepiirist 3–5 m kaugusel raie

vältimisega (Kreutzweiser *et al.*, 2009). Raiest põhjustatud peensetete liigset kogunemist tuleks vältida ka selle negatiivse mõju pärast vooluveekogu primaarproduksioonile, mis võib olla olulisem kui raiele järgnevad autotroofsele biofilmile soodsad valgustingimused (Myrstener *et al.*, 2023).

Lisaks otsestele mõjudele taimedele ja veekeskkonna muutustele, muudab raie elupaiga omadusi ja ökoloogilist toimimist kõigile teistele kaldaala asustavatele elusolenditele. Näiteks kahepaiksetele on lageraie palju tugevama mõjuga kui valikuline raie isegi siis, kui lageraie korral on tagatud 11–35 m laiune puhervöönd ning valikraiet teostatakse veepiirini (Perkins & Hunter, 2006). Kui siiski lageraiet teostada, on ka 11 m laiune puhervöönd kahepaiksetele oluline pelgupaik ümbritseva maastiku taastumise ajal (Perkins & Hunter, 2006). Torikseente kooslused erinevad kaldal sõltuvalt puhverala laiuselt ja raie liigist (Peura *et al.*, 2020). Võrreldes puhervööndita kallastega on puhervööndis säilinud kaldametsades suurem torikseente arvukus ja liigirikkus, kuid 15 m ja 30 m laiustes puhvrites on torikseente kooslused erinevad (Peura *et al.*, 2020). 15 m laiune puhverala on tugevasti mõjutatud servaepektide poolt ning muutunud mikrokliima poolt, samas 30 m laiune puhverriba, milles üldse raiet ei teostata, sarnaneb looduslikes tingimustes kasvavate torikseente kooslusega (Peura *et al.*, 2020). Selline tulemus toetab ka Stockan *et al.* (2014) arvamust, et mõned puhverribad ei suuda kaitsta just kaldaalale iseloomulikke liike, vaid tekitavad kaldale uue koosluse.

Kui Kreutzweiser *et al.*, (2009) ja Newaz *et al.*, (2019) on pakkunud välja vooluveekogude ääres valikulise raie teostamise alternatiivina lageraiele, siis on osaline raie elustiku seisukohast vaid osaline lahendus. Lubades puhverribal valikraie, muudab see torikseente näitel kooslusi homogeensemaks ja vähendab lamapuidu teket, mille kaudu kandub raie negatiivne mõju teiste organismirühmadeni (Peura *et al.*, 2020). Sellises olukorras soovitatakse mõnikord kasutada kahte puhervööndit, kus voolusängile lähemal ei majandata üldse ning kaugemal tehakse valikraiet. See vähendaks veeäärse, eriti tundliku puistu struktuuri muutusi, kuid võib 15–30 m kaugusel veepiirist servaepektide võimendamise tõttu siiski negatiivse mõjuga olla (Peura *et al.*, 2020). Valikulist raiet on mõnikord soovitatud teha puhervööndite sees, et imiteerida looduslikke häiringuid, mis looksid erivanuselist metsa (Mallik *et al.*, 2014), kuid andes kaldavööndile piisavalt aega, võiks puurinde uuenemine toimuda inimese sekkumata. Ühevanuseline ja noor mets saab esiteks kaldavööndisse tekkida peamiselt lageraie tagajärjel, mistõttu ei jäljenda suurte

raielankide tekitamine loodust – pigem võiks vee ääres (<30 m veepiirist) raiuda üksikuid puid või üldse mitte raiuda.

2. 2. 4. Poollooduslike koosluste majandamise mõju elustikule

Kuigi suur osa käesolevast tööst keskendub kaldavööndi metsadele, ei saa väita, et need on ainsad Eestile iseloomulikud kaldatüübid. Pärast viimast jääaega on Eesti aladel lammide taimestikku mõjutanud inimene ning samuti võivad mõningates kohtades lammile puistu kasvumist vähendada suured üleujutused ning kopra tegevus. Lamminiitude pindala Eestis on Helmi ja Toussainti (2020) uuringu järgi 27 573 ha, millest 68% asub kaitsealadel, kuid 20. sajandi alguses oli lamminiitude pindalaks hinnanguliselt 150 000 ha (Metsoja, 2020). Euroopa Liidu loodusdirektiivi 2013–2018 aastate elupaikade seisundi aruandest selgub, et põhjamaiste lamminiitude üldine seisund, iseloomulik struktuur, funktsioonide toimimine ja tulevikuväljavaated Eestis on ebapiisavad (Internet 2). Samas on see Euroopa Liidu teiste riikidega võrreldes üks parimaid põhjamaiste lamminiitude seisunditest (Internet 2), mis omakorda näitab nende kaitsmise olulisust. Suurimad ohud lamminiitudele on hooldamise lakkamine ja veerežiimi muutumine kaasa arvatud üleujutuste lakkamine (Internet 2).

Lamminiitude pindala vähenemist ja järk-järgulist kinni kasvumist on näha ka ajalooliselt ortofotodelt (joonised 4–5). Joonistel 4–6 kujutatud Pudisoo jõgi on küll lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistu määrusega (2022) nimetatud kaitsealuseks jõeks ning on seetõttu veidi teistsuguses seisus, kui valdav osa eesti jõgesid ja ojasid, kuid 1974. aasta ortofoto vastab päris hästi hetkel kehtiva veeseaduse puhverriba nõudeid järgivate majandamisvõtete kasutamise tagajärgedele maastikul, kuigi metsariba on kohati kitsam kui 10 meetrit. Samalt ortofotolt on näha, et antud jõelõik on millalgi 1951. ja 1974. aasta vahel sirgremaks kaevatud. Tänapäevaks on sealsetel kallastel metsa katvus nii suur, et voolusängi kuju enam ortofotolt aimata ei saa, joonobjektina kaardistatud veekogu on näha joonisel 6. Kuigi üldine majandamine (niitmine, karjatamine ja lammide ümberkujundamine, kuivendamine) võis varasemalt olla tehnika erinevuste tõttu praegusega võrreldes väheintsensiivsem, siis oli see ulatuslikum. Lisaks on hetkel vooluveekogude kaitse ulatuslikum – 125 vooluveekogu või selle osa on juba ainuüksi lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistu määrusega (2022) kaitse all. Praegu paistab Eesti vooluveekogude äärsetel maastikel olevat olukord, kus

jõgede ja ojade 50–70 aastat tagasi ulatusliku sirgeks kaevamise, raie ja lamminiitude hooldamise vähenemise tagajärjel on paljude vooluveekogude ääres ühevanuseline puistu, mis ei taga meie vooluvetele piisavat elupaiga varieeruvust (nt varieeruvate valgustingimuste ja lamapuidu näol).

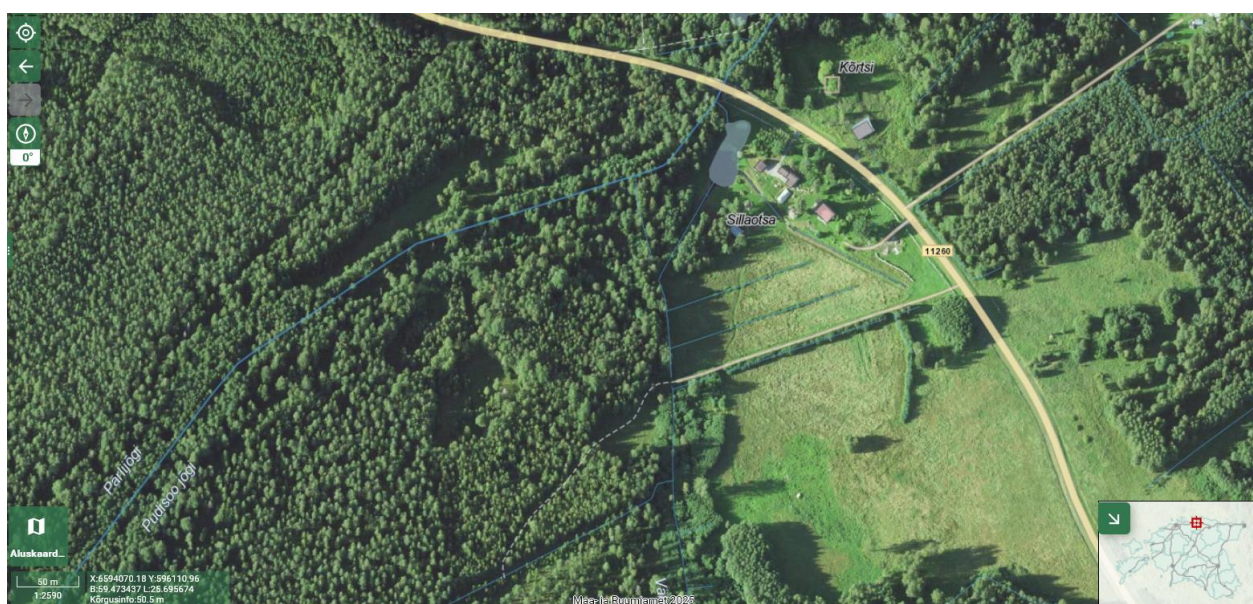
Tõenäoliselt ongi suur osa lamminiitude kaost tingitud majandamise lakkamisest ning allesjäänud lammid on kas kaitse all või looduslikult avatud nagu näiteks ulatuslikult üleujutataval Kasari jõe deltal, kus seda lammitaimestikku igal aastal niidetakse. Pikalt puistuta olnud kaldavööndid, millele loomulikus seisundis oleks iseloomulik kaldamets, võisid tekitada aastakümnete jooksul olukorra, kus mõnedes jõgedes ja ojadest oli vette kukkunud puitu liiga vähe, mis võis mõjutada elupaika homogeniseerivalt ja veekogu seisundit halvendada eelnevates peatükkides välja toodud protsesse häirides. Samuti on lähiajalooos vettekukkunud puutüvesid ning muid objekte välja võetud maaparandussüsteemide toimivuse tagamisele viidates (Maaparandusseadus, 2024) ja puidu parvetamise lihtsustamiseks (Vaba, 1986).



Joonis 4. Väljavõte Geoloogiakeskuse ortofotost Pudisoo jõest Kemba külas 1951. aastal (Maa- ja Ruumiamet, Geoloogiakeskus, 2025)



Joonis 5. Väljavõte Maa-ameti ortofotost Pudisoo jõest (vasem puuderida põllul) Kemba külas aastal 1974 (Maa- ja Ruumiamet, 2025)



Joonis 6. Pudisoo jõgi Kemba külas 2024. aastal, jõetelg märgitud sinise joonega (Maa- ja Ruumiamet, 2025)

Kuigi lamminiite ja -karjamaid on mitmetel põhjustel oluline säilitada, on väga keeruline otsustada, kui palju ja kus on parim lahendus lasta ikkagi metsal kasvada. Lisaks on lamminiitude majandamise mõju vooluveekogudele uuritud vähem kui raiega seotud näitajate muutumist, kuigi ka sellel uurimissuunal on viimasel ajal uusi uuringuid ja ülevaateartikleid avaldatud. Tõenäoline on, et kuna inimõju on Eesti maastikul olnud väga pikaajaline, siis kõigil lammidel majandamise katkestades kaotaksime suure osa oma lamminiitudest ja seal välja kujunenud haruldastest liikidest. Alles jääks vaid väike osa täiesti looduslikke avatud lammialasid. Higashikawa *et al.* (2024) on välja toonud, et sarnaselt Eestis toimunud lamminiitude asendumisele metsadega, on ka Jaapanis metsade osakaal jõe- ja ojakoridorides kasvanud ning see on kiilide liigilist koosseisu mõjutanud. Ajapikku väheneb avamaid eelistavate kiililiikide hulk metsastuvatel kallastel nii elupaikade kadumise ja immigratsiooni takistava liikumisbarjäärina toimiva metsa tõttu kui sobivate munemispaikade vähenemise tõttu vees (Higashikawa *et al.*, 2024). Mõned kiililiigid munevad veetaimedele, mille arvukus võib väheneda varjutatuse tõusuga (Higashikawa *et al.*, 2024), ent samaaegselt on varjutatus ja sellega kaasnev väiksem temperatuuri kõikumine oluline teistele veega seotud putukatele (Astudillo *et al.*, 2016). Eeltoodud lõivsuhted on looduses laialt levinud ning seetõttu on oluline taaskord rõhutada, et ideaalne puhvervöönd peaks suutma pakkuda nii elupaikade sidusust ja pikisuunalist jätkuvust kui piisavat heterogeensust mosaiiksuse näol liigirikkuse säilitamiseks ja tõstmiseks. Nii Higashikawa *et al.* (2024) kui (Kietzka *et al.*, 2021) on oma töödes soovitanud kiilide mitmekesisuse säilitamiseks luua mosaiikse taimkattega puhveralaid.

Rohusööjate mõju jõekoridoridele on uuritud samuti vähe, Grudzinski *et al.* (2020) leidsid oma ülevaateartikli jaoks näiteks ainult 26 artiklit, mis käsitlesid karjamaa veekogust aiaga eraldamise mõju veekeskonna parameetritele. Saunders ja Fausch (2018) tegid nende mõju uurimiseks esimese välikatse Ameerika Ühendriikides semiariidse kliimaga piirkonnas ning seega pole nende tulemused otseselt ülekantavad Eestile, kuid kuna nende uuritavad alad olid juba 1980ndatest aastatest pidevalt karjatatavad, võiks need siiski ka Eesti pärandniitudega sarnaneda. Veepiirini karjatamisel ei ole Saundersi ja Fauschi (2018) andmetel vee füüsilisele keskkonnale olulist mõju ning kuigi veeselgrootute hulk kahaneb taimestiku vähenemisega, ei jõua selle mõju toiduahelate kõrgemate lülideni. Sarnaselt neile on Kietzka *et al.* (2021) Lõuna-Aafrikas leidnud, et õigete karjapidamisvõtetega, mis minimeerivad tallamist, ei ole kariloomadel olulist mõju kiilide mitmekesisusele, mille olulisemaks mõjutajaks on veekvaliteet. Eeltoodud leidudele on ka vastupidise järeldusega

uuringuid – karjapidamine veekogude kallaste lähedal tõstab sealset vette jõudnud toitainete hulka, vetikate biomassi, *Escherichia coli* esinemist ning vähendab kaldataimestikku (Larson *et al.*, 2016). Uuringu tesotajad tuvastasid oma töös, et karja eemaldamine kaldast aiaga, mis on aktiivsest voolusängist 10 m kaugusel, vähendab karjapidamise negatiivseid mõjusid vaid osaliselt, kuid ei pakkunud välja, milline kaugus kaldast võiks olla piisav veekvaliteedi kaitsmiseks. Kariloomade aiaga eraldamist on peamiselt uuritud parasvöötmes ja veiste näitel ning valdavalt on leitud positiivne mõju setete ja bakterite vette sattumise vähendamisega, kuid näiteks eraldatud puhverala laius on veel uurimata (Grudzinski *et al.*, 2020).

Küsimus, kui palju on vajalik säilitada ajaloolisi vähehooldatavaid luhaalasiid ning kui palju lasta ise aegamisi taastuda metsase kaldaga alaks, läbides sealjuures võsaga faasi, on ilmselgelt keeruline ning vajab valdkondadeülest koostööd, arvestades nii sotsiaalmajanduslikke kui ka eri elustikurühmade looduskaitselisi aspekte. Avatud koosluste ja metsa suhte pindala arvutamiseks ei ole leitud universaalselt kasutatavat teoreemi, mis suudaks kogu elurikkust kirjeldada ja kaitsta. Seejuures on oluline täheldada, et jõe- ja ojakoridorid on oma olemuselt varieeruvad, mosaiiksed ja ajas muutuvad, mis muudabki nad nii mitmetele eri liikidele sobivaks elupaigaks. Kaldavöönd vajab siiski piisavat sidusust ja suurust, et mõnedele liikidele sobimatuid servaeefekte vähendada. Eestis oleks seetõttu mõistlik puhervööndite erandite loomisele läheneda asukohapõhiselt, piirkonna ajalugu ja liike arvesse võttes. Kahjuks on suur osa antud peatükis nimetatud uuringutest tehtud Eestist erinevates keskkonnatingimustes ning kõige adekvaatsema puhervööndi kehtestamiseks peaks tegema lisauuringuid, mis keskenduks lisaks veekvaliteedile ka puhveralade mõjule elustikule.

3. Puhvervööndit reguleeriv seadusruum Eestis

3. 1. Looduskaitseadus

Looduskaitseaduse, edaspidi LKS paragrahvis 34 seisab: „Ranna või kalda kaitse eesmärk on rannal või kaldal asuvate looduskoosluste säilitamine, inimtegevusest lähtuva kahjuliku mõju piiramine, ...” Vooluveekogude kontekstis tähendab see, et osa kalda kaitsmise eesmärgist on kaitsta ka selle elustikku. Eelnevalt avatud veekeskonna ja kalda tihedate seoste tõttu võib väita, et kaudsem eesmärk on säilitada ka veekeskonnas asuvaid kooslusi. Selle eesmärgi tagamiseks on kõigil veekogudel piiranguvöönd, ehituskeeluvöönd ja veekaitsevöönd.

LKS § 36 alusel on piiranguvöönd üle 25 ruutkilomeetri suuruse valglaga jõel, ojal, maaparandussüsteemi eesvoolul 100 meetrit veekogu piirist ning väiksematel vooluveekogudel 50 meetrit. LKS § 35 lõigete 2 ja 2¹ alusel käsitletakse veekogu piirina kas Eesti topograafia andmekogu põhikaardile kantud veekogu piiri või joonobjektide puhul süvendi serva, mistõttu võivad vööndid reaalsuses laiuse poolest veidi erineda. Piiranguvööndis on keelatud LKS § 37 lõige 3 järgi näiteks igasugune kaevandamine, matmispaiga rajamine ja väljaspool teid mootorsõidukiga sõitmine, kuid LKS § 37 lõike 2 järgi on lubatud teha maksimaalselt 2 ha ulatuses lageraiet välja arvatud maaparandushoiutööde tegemisel, kus ulatus võib olla suurem. Eelnenud lõikest võib tekkida arusaam, et raiet võib siis teha kuni veepiirini välja, kuid seal hakkavad rakenduma juba veekaitsevööndi piirangud.

3. 2. Veeseadus ja maaparandusseadus

Looduskaitseaduse §32 järgi on veekaitsevöönd sätestatud veeseaduses. Eesti veeseaduses käsitleb veekaitsevööndit 6. peatüki (Vee kasutamise ja kaitse nõuded) 1 jao § 118. Selle paragrahvi lõige 1 nimetab veekaitsevööndi eesmärgi järgnevalt: „Veekogu kalda või ranna erosiooni ja hajuheite vältimiseks on veekogu kaldal või rannal veekaitsevöönd”. Sellest eesmärgist võib täheldada, et erinevalt looduskaitseadusest on veeseaduses veekogude kaitsmise eesmärk kitsam ja põhirõhk seaduse silmis on nende füüsiliste omaduste säilitamisel, mitte veekogu ökoloogilise ülesande toetamisel.

Veeseadus määrab vooluveekogude kaldale veekaitsevööndi, mille laiuse määrab veekogu tüüp ja valgala suurus – 10 meetrit looduslikel vooluveekogudel ehk jõgedel, ojadel, allikatel ning >10 km² valgalaga peakraavidel ja maaparandussüsteemide avatud eesvooludena kasutatavatel kraavidel, kusjuures veekogu piir määratakse samamoodi kui looduskaitseaduses (Veeseadus, 2025). <10 km² valgalaga peakraavidel ja maaparandussüsteemide avatud eesvooludena kasutatavatel kraavidel on veekaitsevööndi laiuseks üks meeter. Veekaitsevööndi alal on § 119 alusel keelatud näiteks puu- ja põõsarinde raie, ehitamine ning maaharimine, sealhulgas väetiste ja keemiliste taimekaitsevahendite kasutamine ja pinnase kahjustamine. Igäühel neist on aga välja toodud erandid: raie on lubatud Keskkonnaameti nõusolekuga, keemilisi taimekaitsevahendeid on lubatud kasutada vastava registreeringu olemasolul, kuid maaharimine on endiselt keelatud ja ehitada võib ainult siis, kui see on kooskõlas veeseaduse ja looduskaitseaduse eesmärkidega, kusjuures ehitamine ongi ainus tegevus, mille juures nõutakse ka looduskaitseaduse eesmärkide täitmist. Kuna raie on üks piirangutest, millele mõnikord mööndusi tehakse, on eriti oluline selle võimalike mõjudega elustikule kursis olla.

Kui looduslike, muutmata veekogude kallastel kehtivad piirangud on selged, siis avatud eesvooludega reeglid nii selged pole, sest avatud eesvoolusid puudutab lisaks veeseadusele ka maaparandusseadus. Maaparandusseaduse 6. peatüki § 48 alusel peab tagama eesvoolude nõuetekohase toimimise ning selle tagamiseks on kehtestatud eesvoolu veekaitsevöönd (Maaparandusseadus, 2024). Veekaitsevöönd keelab maaharimise lähemal kui 1 m eesvoolu pervest ning ei anna luba istanduse rajamiseks vööndisse, kui see takistab eesvoolu toimimist. Maaparandusseaduse § 45 järgi on süsteemi korrashoiuks lubatud taimestiku eemaldamine ja voolutakistuse, risu ning sette eemaldamine ja § 47 alusel keelatud looduslike voolutakistuste (näiteks koprapaisude) esinemine vees. Võsariet tehakse eesvoolude hooldamisel mõlemal kaldal 4 m laiusel ribal, kuid kõige rohkem mõjutab veekogusid hooldusel sügavamaks kaevamine (Timm *et al.*, 2019). Sellised tegevused on otseselt vastuolus veeseadusega, mis piirab raiet ja maaharimist suurema valglaga eesvooludel 10 meetri ulatuses veepiirist. Enamgi veel, veeseaduse § 123 sätestab, et kui vee kaitseks on kehtestatud mitu piirangut, kohaldatakse neist karmimat.

Erinevalt looduslikest veekogudest, on maaparandussüsteemide eesvooludel kallaste muutmise lihtsam. Keskkonnaameti veebilehel on lause: „Puu- ja põõsarinde raieks veekogude rannal või kaldal on vajalik Keskkonnaameti nõusolek, välja arvatud

maaparandussüsteemi ehitamisel ja hoiutöödel...” (Internet 3). Ilmselt on põllumajandusele ja üldiselt maaharimisele Eestis oluline, et maa liiga niiske ei oleks, aga arvestades ojade ja jõgede ökosüsteemidega ning looduskaitse eesmärkidega, on maaparandusseaduse nõuetel pigem negatiivne mõju. Maa- ja Ruumiameti alusandmete (2025) põhjal on riigi hooldatavate ühiseesvoolude pikkus 5437 km ehk veidi üle kolmandiku Eesti jõgede ja ojade kogupikkusest ning seetõttu on tõenäoline, et nende pidev majandamine mõjutab ka meie looduslikke veekogusid.

Mõeldes veel veekogude seisundile nii keemilisest kui ökoloogilisest vaatepunktist, siis on eesmärgiks võimalikult hea seisundi säilitamine. Veeseaduse § 32–33 järgi on pinnavee kaitse eesmärk säilitada kõigi veekogude vähemalt hea seisund ning vältida nende veekogude seisundi halvenemist. Vähemalt heas koondseisundis oli 2023. aastal 635st hinnatust vooluveekogust 60% ehk 379 veekogu, kusjuures väga heas seisundis oli 0 veekogu ning võrreldes 10 aasta taguse ajaga on kesises seisundis vooluveekogude osakaal vähenenud ning halvas seisundis jõgede ja ojade osakaal selle võrra suurenenud, kuigi ökoloogiline seisund on jäänud umbes samaks (Lind *et al.*, 2024). Ka siinkohal on mõnedel eesvooludel eraldi reeglid, sest nende liigitumine tugevalt muudetud veekogudeks tähendab, et nende seisukord ei pea olema hea või väga hea (Timm *et al.*, 2019). Sellest saab järeldada, et hetkel ei ole püstitatud eesmärke saavutatud ja kuna jõgede ja ojade seisund sõltub väga tõenäoliselt neid toitvatest veekogudest (Kuglerová *et al.*, 2017), kaasa arvatud kraavidest ja eesvooludest, siis võib olla, et eesvooludele maaparandusseaduses kehtestatud reeglid aitavad tahtmatult kaasa kehvema seisundi väljakujunemisele, mida nad sama seadusega keelavad.

Selles töös eelnevalt avastatud vee ja kalda vahelisi seoseid arvestades on need reeglid vastuolus ka maaparandusseaduse endaga, sest § 44 lõige 2 järgi ei tohi maaparandushoiutööd kahjustada keskkonnaseisundit. Seadusega kehtestatud nõue veekogust risu eemaldada ning lubada ka mõningate piirangutega sette eemaldamine kahjustab otseselt eesvoolu keskkonnaseisundit nii eesvoolul kui sellest allavoolu jäävatel lõikudel, sest jõe või oja seisund sõltub suuresti sellest, mis seisundis seda toitvad veekogud on. Näiteks toodud seaduste ebamäärasusel ja vasturääkivustel võib olla ka oluline loodust kahjustav mõju, sest sellised segadused raskendavad veekaitsevööndi järelevalve läbiviimist.

4. Järeldused ja ettepanekud oja- ja jõekoridoride looduslike funktsioonide paremaks toimimiseks

Käesoleva bakalaureusetöö raames tehtud kirjanduse ülevaade kinnitab puhvervööndite vajadust kaldaalade majandamise negatiivsete mõjude vähendamiseks jõe- ja ojakoridoridele. Vooluveekogud moodustavad maastikul olulise liikumisteede võrgustiku nii elutule kui elusloodusele. Kui elutu looduse (näiteks setted, puuttüved, jää) liikumine vooluveekogus mõjutab peamiselt veekeskonna füüsikalisi-keemilisi ja voolusängi geomorfoloogilisi omadusi (Wohl, 2013; Wohl *et al.*, 2024), siis just need omadused panevad aluse eluslooduse liikumisele ja hakkamasaamisele jões või ojas. Muutes vees setete liikumise aega ja trajektoore, areneb looduslikes vooluveekogudes mitmekesine keskkond, mis toetab erinevate keskkonnanõudmistega kooslusi ja säilitab liigirikkust (McKendrick *et al.*, 2024). Sellele vastupidiselt jõe või oja süngi otsene lihtsustamine sirgendamise ja õgvendamise kaudu või kaldavööndil kraavitamisest või raiest tuleneva setete hulga kasv muudavad jõepõhja ühetaolisemaks ning vaid loetud liikidele sobivaks elupaigaks (Suttle *et al.*, 2004; Dubuis & De Cesare, 2023). Liigset setete hulka aitavad vähendada nii loodusliku voolusängi taastamine või säilitamine kui majandustegevust piiravate tõhusate puhvervööndite tagamine kallastel.

Raie mõju avaldub lisaks setete hulga suurendamisele oluliselt ka valgus- ja niiskustingimuste muutumise kaudu (Oldén *et al.*, 2019a; Jyväsjärvi *et al.*, 2020). Puude pakutav varieeruv varjulisus veekogu kohal mõjutab otseselt valgusest sõltuvate autotroofide arvukust ja paiknemist veekogus (Stovall *et al.*, 2009), mis omakorda mõjutab vesilevi kasutatavate taimede leviste takerdumist ja makrofüütide juurde kogunenud toitainerikkas settes idanemist (Merritt & Wohl, 2006). Mosaiikne makrofüütide paiknemine vees ongi oluline selleks, et vooluveekogu veetaimevaesemas osas oleks vesilevi toimimine võimalik ning samas oleks vees piisavalt tihedalt objekte, mis osa levistest kinni püüavad, et taimestik veekogu sirgemates või varjulisemates osades leviste möödaujumise tõttu ei vaesuks. Sellest saab järeldada, et varjulisemates kohtades, kus makrofüüte on vähe, kuid kaldamets arvestatav, on leviste kinnipüüdmisel olulisem roll lamapuidul. Vähenenud varjulisus põhjustab ka veetemperatuuri tõusu ja temperatuuri kõikumiste suurenemist (Astudillo *et al.*, 2016; Jyväsjärvi *et al.*, 2020), mis võib temperatuuri suhtes tundlikumate liikide elukäiku negatiivselt mõjutada. Lisaks on raiatud metsas kuivem kui täiesti majandamata alal, mis röövib elupaiga näiteks niiskuse suhtes

nõudlikumatelelt ja seetõttu just kaldaaladele iseloomulikelt sammaldelt (Oldén *et al.*, 2019a).

Poollooduslike koosluste majandamisvõtete ja puhervööndite määramine on keeruline. On selge, et ajalooliselt avatud kooslustena püsinud aladel on välja kujunenud ainulaadsed kooslused, mis suudavad püsima jääda vaid juhul, kui mõõdukas inimtegevus piirkonnas säilib (Metsoja, 2020). Teisest küljest on puidul Eesti aladel mitu väga olulist vooluveekogusid kujundavat ülesannet. Arvesse tuleb võtta ka karjatamisebmoju veekeskonna keemiale, kuna puittaimede puudumisel saavad lisatoitained ja reained kiiremini vette jõuda (Mander *et al.*, 2014). Ligikaudu 75% Eesti veekogude ja eesvoolude puhul piisab reostusohu vähendamiseks 1–10 m laiusest puhverribast (Uemaa *et al.*, 2021) ning eraldades karjatatavatel aladel kari aiaga vähemalt 5 m kauguselt veepiirist võiks see olla positiivse mõjuga tolmeldajate arvukusele, kuna siis on õistaimede arvukus suurem, tallamine väiksem ja erinevaid varjepaiku putukatele rohkem (Cole *et al.*, 2015). Püsivate piirdeaedade rajamine on avatud eesvooludel maaparandusseaduse § 48 järgi aga keelatud, mistõttu võib eesvoolude ääres kariloomade väljaheidetest tulenev reostusohu olla suurem ja tallamisest ning toitumisest põhjustatud õistaimede arvukus madalam. Samas ei lihtsustu kaldaelupaik liialt. Lisaks on reostusohu vähendamiseks Uemaa *et al.*, (2021) soovitatud laiustel vastuolu maaparandusseadusega (2024), mille § 48 keelab eesvoolude kallastel maaharimise vaid 1 m kaugusel eesvoolu pervest. See kaugus on parimal juhul sobilik ainult väga madala reostustundlikkusega eesvooludele, mis moodustavad 49% kõigist avatud eesvooludest (Uemaa *et al.*, 2021), kuid eesvoolu kaitsevööndisse kõrghaljastuse rajamise keeld võib kaldavööndi puhverdamisvõimet negatiivselt mõjutada (Mander *et al.*, 2014) ja tegelik efektiivne puhervöönd peaks selle võrra laiem olema. Majandades pärandkooslusi vikatitega niites võib veelgi vähendada kariloomade väljaheidetest või niidukite kütusest ja õldest ning pinnase tallamisest/rikkumisest tekkinud negatiivseid mõjusid. Sellisel juhul puudub vajadus eraldada puhverriba aiaga, kuid käsitsi niitmine on ajakulukam kui teised majandamisvõtted.

Lisaks mõjutab maaparandusseaduse § 47 sätestatud nõue koprapaisude ja teiste looduslike voolutakistuste eemaldamiseks ning § 48 sätestatud kõrghaljastuse rajamise keeld elustikku negatiivselt. On loogiline, et kuna voolutakistuste sattumine avatud eesvoolu on keelatud, väldivad maaparandussüsteemide omanikud nende kallastel puittaimestikku, mida nad taimede vette kukkumise korral eesvooludest pidevalt eemaldama peaksid. Lamapuidu puudumisel on aga mitmeid negatiivseid mõjusid elupaikade ja toiduobjektide

vähenedisest (Verdonschot & Verdonschot, 2024) setete dünaamika muutusteni (Gurnell *et al.*, 2002; Wohl, 2013). Seetõttu on elustiku seisukohast maaparandussüsteem vastuolus iseenda § 5 nõuetega, et avatud eesvoolu isepuhastumisvõime peab olema võimalikult suur ning hajukoormuse leviku oht minimeeritud. Setete dünaamikat muudab ka maaparandushoiu käigus läbiviidav sette eemaldamine eesvooludest, mis vabastab vette seal stabiliseerunud toitaineid (Połec & Grzywna, 2023) ja hävitab bentilise eluviisiga elusolendite elupaiku, olles seega vastuolus § 44 sätestatud nõudega, et maaparandushoiutööd ei tohi kahjustada keskkonnaseisundit. Avatud eesvoolud võivad olla lisaks kanalitele ja kraavidele looduslikud jõed ja ojad ning ükski neist pole eraldatud ümbritsevast loodusest, mistõttu võivad nende kaldavööndi kaitsmise puudustest tingitud probleemid kanduda edasi veekogudesse, kuhu nad suubuvad (Kuglerová *et al.*, 2020).

Selleks, et eelnimetatud omadusi vooluveekogus säilitada on soovitatud rajada vähemalt 10-15 m (Brumberg *et al.* 2021; Kail *et al.*, 2021) või 30 m laiuseid (Oldén *et al.* 2019a,b; Jyväsjärvi *et al.*, 2020; Peura *et al.*, 2020) puhverribasid veekogu kaldale. Tasub täheldada, et uuringud, mis soovitasid rakendada kitsamaid puhvreid uurisid mõju veekvaliteedile ning uuringud, mis soovitasid luua 30 m ja laiemaid puhverribasid uurisid mõju elustikule. Selle põhjuseks võivad olla mitmetele liikidele ebasobilikud servaeftid, mis hõlmavad kogu puhverriba ja oleks märjematel aladel väiksema mõjuga (Hylander *et al.*, 2002), kuid teadaolevalt on kitsamatel puhverribadel kuivem mikrokliima (Oldén *et al.*, 2019a) ning seetõttu on servaeftid tugevad. Tehes puhverribast vahetult välja jäävas metsas valikraiet lageraie asemel, on võimalik, et koosluste muutuste vältimiseks vajalik puhverriba laius on väiksem kui 30 m (Peura *et al.*, 2020). Üle 50 m laiuste puhverribade tõhusus ei suurene enam oluliselt (Sirabahenda *et al.*, 2020) ning nõuaks paljude põllumajandusmaade pindalade vähendamist (Uemaa *et al.*, 2021). Elustikurühmade erinevate vastuste ja muutlikkusega arvestamiseks on fikseeritud laiusega puhverribade disaini asemel välja pakutud näiteks varem tutvustatud spageti ja lihapalli meetod Olson *et al.* (2007) või Mykrä *et al.* (2023) välja pakutud *depth-to-water* indeksil põhinev meetod, kus puhvri laius arvutatakse maapinna ja vee kõrguste erinevuse põhjal. Mykrä *et al.* (2023) leidsid ka, et kuigi nende arvutatud puhverribad olid keskmiselt laiema kui 15 m, siis raiumata jääva ala majanduslik kahjum oli väiksem kui fikseeritud 15 m laiuse puhverriba korral. Sellised varieeruva laiusega puhvrid võivad olla elustikule kasulikud, kuna kaitse alla satuvad siis suuremal määral need alad, mis on vooluveekogu kaldale omase

niiskusrežiimiga tihedamalt seotud või pakuvad elupaika keskkonna suhtes kõige nõudlikumatele liikidele.

Laiemad fikseeritud puhverribad või varieeruva laiusega puhverribad täidaksid ka veeseaduses sätestatud eesmärgi, milleks on erosiooni ja hajuheite vältimine. Arvestades, et hetkel Eestis kehtiva veekaitsevööndi laius on looduslikel vooluveekogudel ning >10 km² valgalaga peakraavidel ja avatud eesvooludena kasutatavatel kraavidel 10 meetrit ning <10 km² valgalaga kraavidel 1 meeter (Veeseadus, 2025), on võimalik, et hetkel kehtivad seadused ei täida liikumisteede ja elurikkuse säilitamise funktsiooni ning laiemad puhverribad või uuemad puhveralade disainid on vajalikud. Lisaks on praegu probleemiks seadusega sätestatud veekaitsevööndist mitte kinni pidamine. Seaduste järgimise ja järelevalve teeb tõenäolisemalt keerulisemaks maaparandusseaduse ja veeseaduse vasturääkivus veekaitsevööndi laiuse osas. Kindlasti ei ole soovituslik praeguseid piiranguid leevendada või kaotada ning paremini teostatav järelevalve on vajalik, kuna hetkel kattub mitteamas seisundis veekogumite (majandatavad >10 km² valgalaga veekogud) valgalatel veekaitsevööndiga 1213,3 ha põllumassiive, millest valdavalt osal kasvavad põllukultuurid või püsirohumaad ning piiranguid laiendades kattuks eriti Jõgevamaal ja Kagu-Eestis veel rohkem majandatavat maad puhvriga (Uuemaa *et al.*, 2021).

Eelnimetatud järeldustest tulenevalt soovib töö autor järgmisi toiminguid puhvervööndi sätestamises, et tagada vooluveekogudele iseloomulike ökoloogiliste funktsioonide toimimine ning toetada vooluveekogude isetaastumist:

- Teha täiendavaid uuringuid kaldaalale iseloomulike funktsioonide ja elustiku kohta, mis oleksid otseselt ülekantavad Eesti loodusele;
- veekaitsevööndi laiendamine vähemalt eriti olulistel jõe- ja ojakoridoride lõikudel (nt vooluveekogude kohtumispaikades, lammialadel, rohevõrgustiku osadel, nitraaditundlikul alal);
- Uuemaa *et al.*, (2021) soovitatud laiemate puhverribade tagamine kõrgema reostustundlikkusega vooluveekogudele ja eesvooludele;
- eelistada vooluveekogude läheduses veekaitsevööndi ääres valikraiet lageraiele;
- veekaitsevööndi järelevalvemeetodite arendamine või tõhustamine, nt satelliitandmete või ortofotol põhineva kaugseire abil kontrollalade eelvalik;
- maaparandusseaduse ja veeseaduse vasturääkivuste ülevaatamine;

- lõpetada põhjuseta lamapuidu veest eemaldamine;
- ajalooliste lamminiitude kaitsmine;
- vooluveekogude vanadesse sängidesse juhtimise ja teiste taastamistööde jätkamine ning
- loodushariduse ja kohalike elanike teavitustöö tegemine puhveralade ülesannete ja olulisuse kohta.

Kokkuvõte

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on anda ülevaade vooluveekogude ja nende kaldavööndite vahelistest ökoloogilistest seostest ja kaldavööndi majandamise mõjudest ning teha ettepanekuid kaldavööndi paremaks majandamiseks, et toetada mitmekesist elustikku ja looduslike protsesside toimimist. Selleks koostati kirjandusülevaade jõe- ja ojakoridoride funktsioonidest maastikus nii liikumiskoridoridena kui elupaigana ning hinnati nii raie kui põllumajanduse mõjusid neile ökosüsteemidele. Tehes teemakohaste uuringute alusel järeldusi jõe- ja ojakoridoride kaitsmise meetodite tõhususest, püüdis töö autor välja selgitada, kas hetkel kehtivad piirangud vooluveekogude kaldavööndi majandamisele on Eestis elustiku kaitseks piisavad.

Kirjandusest leiti, et kaldavöönd ja aktiivne voolusäng on omavahel tihedalt seotud ning kaldavööndi majandamine mõjutab nii vee- kui kaldavööndi keskkonnatingimusi kui elustikku, muutes raie kaudu veekeskkonna homogeensemaks ja seekaudu vähematele liikidele sobivamaks. Jõe või oja lamapuiduga varustamise, varju pakkumise ning keemilise puhverdamise (liigsete toit- ja reoainete eest) funktsioonid saavad kõige paremini toimida, kui maastik kaldal on varieeruv, kuid oluline on ka kaldavööndi piisav sidusus piki- ja külgsuunas, et populatsioone säilitada, servaeefekte vähendada ja migratsioone võimaldada.

Raie mõjusid käsitlevatest artiklitest leiti, et raie mõjutab jõe- ja ojakoridore otseselt mikrokliima, varjutatuse ja elupaikade muutmise kaudu ning kaudselt lamapuidu hulga vähendamise kaudu. Uuringutes soovitatakse raie mõjude vähendamiseks säilitada ning rajada puhverribasid, mis küündivad 10 meetrist mitmesaja meetrini. Poollooduslike koosluste majandamise mõju on uuritud vähem ning seda keerulisem on hinnata, kui palju lamminiite ja -karjamaid oleks vaja säilitada ning kui suurel osal tuleks lasta uuesti metsastuda, kuna kuigi looduslikult avatud kooslusi leidub ka Eesti kaldaaladel, siis neid on palju väiksemas mahus kui inimese kaasabil avatuna hoitavaid kooslusi. Põllumajandus ja karjapidamine mõjutab peamiselt veekeemiat, õistaimede ja selgrootute arvukust ja tolmeldajate kooslusi.

Hetkel kehtivaid seaduseid analüüsid jõuti järeldusele, et kahel peamisel puhveralasid käsitleval seadusel, veeseadusel ja maaparandusseadusel on omavahel vasturääkivusi tegevuste eesmärkides ja kaldavööndi majandamise osas. Veekaitsevööndid erinevad

seaduste vahel ühe veekogu piires, kui looduslikku vooluveekogu käsitletakse avatud eesvooluna ning maaparandushoiu tegevused kahjustavad keskkonnaseisundit, mis on vastuolus nii looduskaitseaduse, maaparandusseaduse kui veeseadusega. Lisaks võib looduslikesse veekogudesse suubuvate eesvoolude kehv seisund mõjutada neist allavoolu jäävat osa.

Toetudes antud bakalaureusetöö raames läbi töötatud artiklitele jõuti järeldusele, et valdavalt on vooluveekogude kallastel elustiku kaitseks tarvis 15–30 m laiuseid täielikult raiumata ning veekogu teljega pikisuunas sidusaid puhverribasid. Puhverribades võiks olla erivanuseline ja eriliigiline mets, kus leiduks lamapuitu nii vees kui maal. Soovitatav on säilitada ka pikka aega inimese poolt madala intensiivsusega hooldatud lamminiite, kuid seejuures pidada meeles, et jõgede ja ojade looduslike protsesside toetamiseks on oluline puistuga kallaste valdav katkematus, mille vahel paikneksid mosaiikselt avatud alad. Kaaluda tasuks ka veekaitsevööndi järelevalve tõhustamist, seaduste kooskõlastamist ning varieeruva laiusega puhverala disaini kehtestamist.

Summary

The aim of this bachelor's thesis was to give an overview of the connections between watercourses and their riparian zones and the effects of riparian zone management and to make suggestions for better management of the riparian zone to support diverse biota and functioning of natural processes. To achieve this a literature review was conducted about the functions of watercourses as both a movement corridor and a habitat and the effects of forest harvesting and agriculture to stream and river corridors were assessed. By drawing conclusions about the effectiveness of the methods used to protect stream and river corridors based on relevant literature, the author of this paper tried to determine whether current restrictions to the management of riparian zones are sufficient to protect wildlife in Estonia.

It was found that the riparian zone and streambed are closely related and riparian zone management affects both aquatic and riparian environmental conditions and biota by making the aquatic habitat more homogeneous and therefore suitable for fewer species through forest harvesting. The functions of providing a river or stream with deadwood, shade and chemical buffering (against excess nutrients and pollutants) can work best if the landscape on the bank is varied, however it is important that the riparian zone is sufficiently well connected longitudinally and laterally to maintain populations, reduce edge effects and allow migrations.

From articles addressing the impact of forest harvesting it was found that harvest influences stream and river corridors directly by changing the microclimate, shading and habitats, and indirectly by reducing the amount of deadwood. In the process of the analysis it became clear that the effects of forest harvesting on watercourses are widely studied and it has been recommended to preserve and establish buffer strips ranging from 10 to several hundred metres to reduce the impacts. The impact of managing semi-natural grasslands has been less studied, making it more difficult to assess how many floodplain meadows and pastures should be preserved and how many should be allowed to grow into a forest, because although naturally open communities are also found in Estonian riparian areas, they are much smaller in size than communities kept open with human intervention. Agriculture and livestock mainly affect water chemistry, the abundance of flowering plants and invertebrates, and pollinator communities.

By analysing current laws, it was concluded that the two main laws that address buffer zones, Water Act and Land Improvement Act, are contradicting each other in their goals and in the management of riparian zones. Water protection zones differ between laws within the same watercourse if a natural stream is also considered to be an open artificial recipient and management of land improvement systems harms the environment, which contradicts the Nature Conservation Act, Land Improvement Act and Water Act. In addition, the poor environmental status of open artificial recipients that flow into natural water bodies can affect the water body they flow into.

Based on the articles covered in this bachelor's thesis, it was concluded that completely unharvested longitudinally well connected buffer strips of 15–30 m width are needed to protect the biota on most banks of watercourses. The buffer strips should contain forests of different ages and species, as well as deadwood. It is also recommended to preserve floodplain meadows that have been maintained with low intensity by humans for a long time, but it should be remembered that the predominant continuity of the banks with trees, between which open areas would be located in a mosaic, is important for supporting the natural processes of rivers and streams. It would also be worth considering improving the supervision of water protection zones, coordinating laws with each other and establishing buffer zones with varied widths.

Tänuavaldus

Soovin ennekõike tänada oma juhendajat Jürgen Karvakut, kes aitas mind töö kirjutamise ajal hea nõu ja tagasisidega õigel teel hoida, motiveeris ja inspireeris mind töö igal etapil ning toetas mind keeleteoimendamise ja kaardikihtidelt info leidmisega. Soovin tänada ka oma pere ja sõpru, kes mulle keerulistel hetkedel toeks olid ning mu küsimuste üle arutleda jaksasid.

Kasutatud kirjandus

- Aalto, R., Lauer, J. W., & Dietrich, W. E. (2008). Spatial and temporal dynamics of sediment accumulation and exchange along Strickland River floodplains (Papua New Guinea) over decadal-to-centennial timescales. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, **113**(F1). <https://doi.org/10.1029/2006JF000627>
- Aguiar, T. R., Jr., Bortolozzo, F. R., Hansel, F. A., Rasera, K., & Ferreira, M. T. (2015). Riparian buffer zones as pesticide filters of no-till crops. *Environmental Science and Pollution Research*, **22**: 10618–10626. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4281-5>
- Allen, D. C., & Vaughn, C. C. (2011). Density-dependent biodiversity effects on physical habitat modification by freshwater bivalves. *Ecology*, **92**: 1013–1019. <https://doi.org/10.1890/10-0219.1>
- Astudillo, M. R., Novelo-Gutiérrez, R., Vázquez, G., García-Franco, J. G., & Ramírez, A. (2016). Relationships between land cover, riparian vegetation, stream characteristics, and aquatic insects in cloud forest streams, Mexico. *Hydrobiologia*, **768**: 167–181. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2545-1>
- Bartzke, G. S., May, R., Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., & Røskoft, E. (2015). Differential barrier and corridor effects of power lines, roads and rivers on moose (*Alces alces*) movements. *Ecosphere*, **6**(4): 1–17. <https://doi.org/10.1890/ES14-00278.1>
- Brumberg, H., Beirne, C., Broadbent, E. N., Almeyda Zambrano, A. M., Almeyda Zambrano, S. L., Quispe Gil, C. A., Lopez Gutierrez, B., Eplee, R., & Whitworth, A. (2021). Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: A case study in southern Costa Rica. *Journal of Environmental Management*, **286**: 112132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112132>
- Brönmark, C., Hulthén, K., Nilsson, P. A., Skov, C., Hansson, L.-A., Brodersen, J., & Chapman, B. B. (2014). There and back again: Migration in freshwater fishes. *Canadian Journal of Zoology*, **92**: 467–479. <https://doi.org/10.1139/cjz-2012-0277>
- Ciechanowski, M., Zapart, A., Kokurewicz, T., Rusiński, M., & Lazarus, M. (2017). Habitat selection of the pond bat (*Myotis dasycneme*) during pregnancy and lactation in northern Poland. *Journal of Mammalogy*, **98**: 232–245. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw108>
- Cole, L. J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W., & McCracken, D. I. (2015). Riparian buffer strips: Their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **211**: 207–220. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.012>
- Cortes, K. M., & Gillam, E. H. (2020). Assessing the use of rivers as migratory corridors for temperate bats. *Journal of Mammalogy*, **101**: 448–454. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz211>
- de Jager, M., Kaphingst, B., Janse, E. L., Buisman, R., Rinzema, S. G. T., & Soons, M. B. (2019). Seed size regulates plant dispersal distances in flowing water. *Journal of Ecology*, **107**: 307–317. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13054>

- Dubuis, R., & De Cesare, G. (2023). The clogging of riverbeds: A review of the physical processes. *Earth-Science Reviews*, **239**: 104374. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2023.104374>
- EELIS (Eesti looduse infosüsteem). 2025. Keskkonnaagentuur. Kasutatud 22.05.2025
- ETAK (Eesti topograafia andmekogu). 2023. Maa- ja Ruumiamet. Salvestatud 04.03.2023
- Fausch, K. D., Power, M. E., & Murakami, M. (2002). Linkages between stream and forest food webs: Shigeru Nakano's legacy for ecology in Japan. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**: 429–434. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02572-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02572-7)
- Furmankiewicz, J., & Kucharska, M. (2009). Migration of Bats along a Large River Valley in Southwestern Poland. *Journal of Mammalogy*, **90**: 1310–1317. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-099R1.1>
- Grudzinski, B., Fritz, K., & Dodds, W. (2020). Does Riparian Fencing Protect Stream Water Quality in Cattle-Grazed Lands? *Environmental Management*, **66**: 121–135. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01297-2>
- Gurnell, A. M., & Hill, C. T. (2022). River channel changes through time and across space: Using three commonly available information sources to support river understanding and management in a national park. *Earth Surface Processes and Landforms*, **47**: 522–539. <https://doi.org/10.1002/esp.5267>
- Gurnell, A. M., Piégay, H., Swanson, F. J., & Gregory, S. V. (2002). Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, **47**: 601–619. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00916.x>
- Heidbüchel, P., Sachs, M., Hamzehian, N., & Hussner, A. (2020). Go with the flow: Fragment retention patterns shape the vegetative dispersal of aquatic plants in lowland streams. *Freshwater Biology*, **65**: 1936–1949. <https://doi.org/10.1111/fwb.13590>
- Helm, A., Toussaint, A. (2020). *Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang*. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.
- Higashikawa, W., Matsuzawa, Y., & Mori, T. (2024). Forest expansion affects Odonata assemblage in floodplain: A case study in the Kiso River, central Japan. *Limnology*, **25**: 337–344. <https://doi.org/10.1007/s10201-024-00748-7>
- Hoffmann, A. and Hering, D. (2000), Wood-Associated Macroinvertebrate Fauna in Central European Streams. *International Review of Hydrobiology*, **85**: 25-48. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1522-2632\(200003\)85:1<25::AID-IROH25>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/(SICI)1522-2632(200003)85:1<25::AID-IROH25>3.0.CO;2-R)
- Hylander, K., Jonsson, B. G., & Nilsson, C. (2002). Evaluating Buffer Strips Along Boreal Streams Using Bryophytes as Indicators. *Ecological Applications*, **12**: 797–806. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0797:EBSABS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0797:EBSABS]2.0.CO;2)
- Jones III E.B.D., Helfman G.S., Harper J.O. & Bolstad P.V. (1999). Effects of Riparian Forest Removal on Fish Assemblages in Southern Appalachian Streams. *Conservation Biology*, **13**: 1454–1465. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98172.x>
- Jones, J. M., Heath, K. D., Ferrer, A., Brown, S. P., Canam, T., & Dalling, J. W. (2019). Wood decomposition in aquatic and terrestrial ecosystems in the tropics: Contrasting biotic and abiotic processes. *FEMS Microbiology Ecology*, **95**: fiy223. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiy223>

- Jyväsjärvi, J., Koivunen, I., & Muotka, T. (2020). Does the buffer width matter: Testing the effectiveness of forest certificates in the protection of headwater stream ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **478**: 118532. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118532>
- Kail J., Palt M., Lorenz A. & Hering D. (2021). Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes* **35**: e14008. <https://doi.org/10.1002/hyp.14008>
- Keskkonnaagentuur. (2024). *Statistiline metsainventuur 2023*. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/Mets/SMI%20tulemused%202023/SMI2023_tulemused_graafikud.pdf
- Kietzka, G. J., Pryke, J. S., Gaigher, R., & Samways, M. J. (2021). Webs of well-designed conservation corridors maintain river ecosystem integrity and biodiversity in plantation mosaics. *Biological Conservation*, **254**: 108965. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108965>
- Kreutzweiser, D., Capell, S., Good, K., & Holmes, S. (2009). Sediment deposition in streams adjacent to upland clearcuts and partially harvested riparian buffers in boreal forest catchments. *Forest Ecology and Management*, **258**: 1578–1585. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.005>
- Kuglerová, L., Hasselquist, E. M., Richardson, J. S., Sponseller, R. A., Kreutzweiser, D. P., & Laudon, H. (2017). Management perspectives on *Aqua incognita*: Connectivity and cumulative effects of small natural and artificial streams in boreal forests. *Hydrological Processes*, **31**: 4238–4244. <https://doi.org/10.1002/hyp.11281>
- Kuglerová, L., Jyväsjärvi, J., Ruffing, C., Muotka, T., Jonsson, A., Andersson, E., & Richardson, J. S. (2020). Cutting Edge: A Comparison of Contemporary Practices of Riparian Buffer Retention Around Small Streams in Canada, Finland, and Sweden. *Water Resources Research*, **56**: e2019WR026381. <https://doi.org/10.1029/2019WR026381>
- Kärgenberg, E., Økland, F., Thalfeldt, M., Thorstad, E. B., Sandlund, O. T., & Tambets, M. (2020). Migration patterns of a potamodromous piscivore, asp (*Leuciscus aspius*), in a river–lake system. *Journal of Fish Biology*, **97**: 996–1008. <https://doi.org/10.1111/jfb.14454>
- Laeser, S. R., Baxter, C. V., & Fausch, K. D. (2005). Riparian vegetation loss, stream channelization, and web-weaving spiders in northern Japan. *Ecological Research*, **20**: 646–651. <https://doi.org/10.1007/s11284-005-0084-3>
- Larsen, L. G. (2019). Multiscale flow-vegetation-sediment feedbacks in low-gradient landscapes. *Geomorphology*, **334**: 165–193. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.03.009>
- Larson, D. M., Dodds, W. K., Whiles, M. R., Fulgoni, J. N., & Thompson, T. R. (2016). A before-and-after assessment of patch-burn grazing and riparian fencing along headwater streams. *Journal of Applied Ecology*, **53**: 1543–1553. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12692>
- Lennox, R. J., Paukert, C. P., Aarestrup, K., Auger-Méthé, M., Baumgartner, L., Birnie-Gauvin, K., Bøe, K., Brink, K., Brownscombe, J. W., Chen, Y., Davidsen, J. G., Eliason, E. J., Filous, A., Gillanders, B. M., Helland, I. P., Horodysky, A. Z., Januchowski-Hartley, S. R., Lowerre-Barbieri, S. K., Lucas, M. C., ... Cooke, S. J. (2019). One Hundred Pressing Questions on the Future of Global Fish Migration

- Science, Conservation, and Policy. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **7**.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00286>
- Liao, Y.-C., Lin, A.-C., Tsai, H.-N., Yen, Y.-T., Tzeng, C.-S., Yang, M.-M., & Lin, H.-J. (2022). The significance of riparian communities in the energy flow of subtropical stream ecosystems. *Aquatic Sciences*, **84**: 20. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00850-x>
- Lind, S., Kovtun-Kante, A., & Eek, L.. (2024). *Eesti pinnaveekogumite seisundi 2023. aasta ajakohastatud vahehinnang*. Keskkonnaagentuur. Seletuskiri.
- Looduskaitseeadus (04.12.2024). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 22.05.2025
<https://www.riigiteataja.ee/akt/111062024010>
- Lu, A., Morris, T. J., & Ackerman, J. D. (2024). The relationship between riparian vegetation buffer size and unionid mussel habitats. *Science of The Total Environment*, **956**: 177121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177121>
- Lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistu. (27.06.2022). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 24.05.2025. <https://www.riigiteataja.ee/akt/109072016022>
- Maaparandusseadus. (30.12.2024). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 22.05.2025
<https://www.riigiteataja.ee/akt/130122024012>
- Maa- ja Ruumiameti alusandmed. 2025. Maa- ja Ruumiamet. Kasutatud 22.05.2025
- Macneale, K. H., Peckarsky, B. L., & Likens, G. E. (2005). Stable isotopes identify dispersal patterns of stonefly populations living along stream corridors. *Freshwater Biology*, **50**: 1117–1130. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01387.x>
- Mallik, A. U., Kreuzweiser, D. P., & Spalvieri, C. M. (2014). Forest regeneration in gaps seven years after partial harvesting in riparian buffers of boreal mixedwood streams. *Forest Ecology and Management*, **312**: 117–128.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.015>
- Mander, Ü., Well, R., Weymann, D., Soosaar, K., Maddison, M., Kanal, A., Lõhmus, K., Truu, J., Augustin, J., & Tournebize, J. (2014). Isotopologue Ratios of N₂O and N₂ Measurements Underpin the Importance of Denitrification in Differently N-Loaded Riparian Alder Forests. *Environmental Science & Technology*, **48**: 11910–11918.
<https://doi.org/10.1021/es501727h>
- Mathers, K. L., Hill, M. J., Wood, C. D., & Wood, P. J. (2019). The role of fine sediment characteristics and body size on the vertical movement of a freshwater amphipod. *Freshwater Biology*, **64**: 152–163. <https://doi.org/10.1111/fwb.13202>
- May, C.L. and Gresswell, R.E. (2003), Processes and rates of sediment and wood accumulation in headwater streams of the Oregon Coast Range, USA. *Earth Surface Processes and Landforms*, **28**: 409-424. <https://doi.org/10.1002/esp.450>
- McKendrick, S. A., Burns, M. J., Imberger, M., Russell, K. L., & Greet, J. (2024). Riverine aquatic plants trap propagules and fine sediment: Implications for ecosystem engineering and management under contrasting land uses. *Earth Surface Processes and Landforms*, **49**: 2538–2551. <https://doi.org/10.1002/esp.5844>
- Meleason, M. A., & Hall, G. M. J. (2005). Managing Plantation Forests to Provide Short- to Long-Term Supplies of Wood to Streams: A Simulation Study Using New Zealand's Pine Plantations. *Environmental Management*, **36**: 258–271.
<https://doi.org/10.1007/s00267-003-0192-9>

- Merritt, D., & Wohl, E. (2006). Plant Dispersal along Rivers Fragmented by Dams. *River Research and Applications*, **22**: 1–26. <https://doi.org/10.1002/rra.890>
- Metsoja, J.-A. (2020). *Luhtade hoolduskava*. Pärändkoosluste kaitse ühing.
- Muehlbauer, J. D., Collins, S. F., Doyle, M. W., & Tockner, K. (2014). How wide is a stream? Spatial extent of the potential “stream signature” in terrestrial food webs using meta-analysis. *Ecology*, **95**(1): 44–55. <https://doi.org/10.1890/12-1628.1>
- Mykrä, H., Annala, M., Hilli, A., Hotanen, J.-P., Hokajärvi, R., Jokikokko, P., Karttunen, K., Kesälä, M., Kuoppala, M., Leinonen, A., Marttila, H., Meriö, L.-J., Piirainen, S., Porvari, P., Salmivaara, A., & Vaso, A. (2023). GIS-based planning of buffer zones for protection of boreal streams and their riparian forests. *Forest Ecology and Management*, **528**: 120639. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120639>
- Myrstener, M., Greenberg, L. A., & Kuglerová, L. (2023). Experimental riparian forest gaps and increased sediment loads modify stream metabolic patterns and biofilm composition. *Ecosphere*, **14**: e4695. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4695>
- Nakano, S., & Murakami, M. (2001). Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **98**: 166–170. <https://doi.org/10.1073/pnas.98.1.166>
- Newaz, Md. S., Mallik, A. U., & Mackereth, R. W. (2019). Riparian vegetation recovery in a 23 year chronosequence of clear-cuts along boreal headwater streams. *Forest Ecology and Management*, **443**: 69–83. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.010>
- Nogaro, G., Mermillod-Blondin, F., François- Carcaillet, F., Gaudet, J.-P., Lafont, M., & Gibert, J. (2006). Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: An experimental study using infiltration sediment columns. *Freshwater Biology*, **51**: 1458–1473. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01577.x>
- O’hare, J. M., O’hare, M. T., Gurnell, A. M., Scarlett, P. M., Liffen, T., & McDONALD, C. (2012). Influence of an ecosystem engineer, the emergent macrophyte *Sparganium erectum*, on seed trapping in lowland rivers and consequences for landform colonisation. *Freshwater Biology*, **57**: 104–115. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02701.x>
- Oldén A., Peura M., Saine S., Kotiaho J.S. & Halme P. (2019a). The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. *Forest Ecology and Management* **453**: 117623. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117623>
- Oldén, A., Selonen, V. A. O., Lehtonen, E., & Kotiaho, J. S. (2019b). The effect of buffer strip width and selective logging on streamside plant communities. *BMC Ecology*, **19**(1): 9. <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0225-0>
- Olson, D. H., Anderson, P. D., Frissell, C. A., Welsh, H. H., & Bradford, D. F. (2007). Biodiversity management approaches for stream–riparian areas: Perspectives for Pacific Northwest headwater forests, microclimates, and amphibians. *Forest Ecology and Management*, **246**: 81–107. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.053>
- Osei, N. A., Gurnell, A. M., & Harvey, G. L. (2015). The role of large wood in retaining fine sediment, organic matter and plant propagules in a small, single-thread forest river. *Geomorphology*, **235**: 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.01.031>

- Pearson S.F., Giovanini J., Jones J.E. & Kroll A.J. (2015). Breeding Bird Community Continues to Colonize Riparian Buffers Ten Years after Harvest. *PLOS ONE*, **10**: e0143241. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143241>
- Peredo Arce, A., Palt, M., Schletterer, M., & Kail, J. (2023). Has riparian woody vegetation a positive effect on dispersal and distribution of mayfly, stonefly and caddisfly species? *Science of The Total Environment*, **879**: 163137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163137>
- Perkins, D. W., & Hunter, M. L. (2006). Effects of Riparian Timber Management on Amphibians in Maine. *The Journal of Wildlife Management*, **70**: 657–670. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[657:EORTMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[657:EORTMO]2.0.CO;2)
- Peura, M., Oldén, A., Elo, M., Kotiaho, J. S., Mönkkönen, M., & Halme, P. (2020). The effect of buffer strip width and selective logging on streamside polypore communities. *Canadian Journal of Forest Research*, **50**: 717–725. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0420>
- Połeć, K., & Grzywna, A. (2023). Influence of Natural Barriers on Small Rivers for Changes in Water Quality Parameters. *Water*, **15**: 2065. <https://doi.org/10.3390/w15112065>
- Prowse, T. D., & Beltaos, S. (2002). Climatic control of river-ice hydrology: A review. *Hydrological Processes*, **16**: 805–822. <https://doi.org/10.1002/hyp.369>
- Remm, L., Vaikre, M., Rannap, R., & Kohv, M. (2018). Amphibians in drained forest landscapes: Conservation opportunities for commercial forests and protected sites. *Forest Ecology and Management*, **428**: 87–92. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.038>
- Rojas-Castillo, O. A., Kepfer-Rojas, S., Vargas, N., & Jacobsen, D. (2023). Forest buffer-strips mitigate the negative impact of oil palm plantations on stream communities. *The Science of the Total Environment*, **873**: 162259. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162259>
- Rosenvald, R., Järvekülg, R., & Lõhmus, A. (2014). Fish assemblages in forest drainage ditches: Degraded small streams or novel habitats? *Limnologia*, **46**: 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.12.004>
- Sanders, E., Wassens, S., Michael, D. R., Nimmo, D. G., & Turner, J. M. (2024). Extinction risk of the world's freshwater mammals. *Conservation Biology*, **38**: e14168. <https://doi.org/10.1111/cobi.14168>
- Saunders, W. C., & Fausch, K. D. (2018). Conserving fluxes of terrestrial invertebrates to trout in streams: A first field experiment on the effects of cattle grazing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **28**: 910–922. <https://doi.org/10.1002/aqc.2886>
- Seenaa, S., Carvalho, F., Cássio, F., & Pascoal, C. (2017). Does the developmental stage and composition of riparian forest stand affect ecosystem functioning in streams? *Science of The Total Environment*, **609**: 1500–1511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.252>
- Selonen, V. A. O., & Kotiaho, J. S. (2013). Buffer strips can pre-empt extinction debt in boreal streamside habitats. *BMC Ecology*, **13**(1): 24. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-13-24>

- Semlitsch, R. D., & Bodie, J. R. (2003). Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology*, **17**: 1219–1228. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x>
- Shirley S.M. & Smith J.N.M. (2005). Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation* **125**: 475–489. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.011>
- Sirabahenda, Z., St-Hilaire, A., Courtenay, S. C., van den Heuvel, M. R. (2020). Assessment of the effective width of riparian buffer strips to reduce suspended sediment in an agricultural landscape using ANFIS and SWAT models. *CATENA*, **195**: 104762. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104762>
- Stockan, J. A., Baird, J., Langan, S. J., Young, M. R., & Iason, G. R. (2014). Effects of riparian buffer strips on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) within an agricultural landscape. *Insect Conservation and Diversity*, **7**: 172–184. <https://doi.org/10.1111/icad.12043>
- Stovall, J. P., Keeton, W. S., & Kraft, C. E. (2009). Late-successional riparian forest structure results in heterogeneous periphyton distributions in low-order streams. *Canadian Journal of Forest Research*, **39**: 2343–2354. <https://doi.org/10.1139/X09-137>
- Suttle, K. B., Power, M. E., Levine, J. M., & McNeely, C. (2004). How Fine Sediment in Riverbeds Impairs Growth and Survival of Juvenile Salmonids. *Ecological Applications*, **14**: 969–974. <https://doi.org/10.1890/03-5190>
- Svirgsden, R., Rohtla, M., Albert, A., Taal, I., Saks, L., Verliin, A., & Vetemaa, M. (2018). Do Eurasian minnows (*Phoxinus phoxinus* L.) inhabiting brackish water enter fresh water to reproduce: Evidence from a study on otolith microchemistry. *Ecology of Freshwater Fish*, **27**: 89–97. <https://doi.org/10.1111/eff.12326>
- Säumel, I., & Kowarik, I. (2013). Propagule morphology and river characteristics shape secondary water dispersal in tree species. *Plant Ecology*, **214**: 1257–1272. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0249-z>
- Zhang, J., Kainz, M. J., Wang, X., Tan, X., & Zhang, Q. (2024). Eutrophication and loss of riparian shading influence food quality and trophic relation in stream food webs. *Water Research*, **249**: 120926. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120926>
- Timm H., Järvekülg R., Pall P. & Vilbaste S. (2019). *Eesti jõed*. Varrak, Tallinn.
- Uuemaa, E., Mõisja, K., Kmoch, A., Nurm, H.-I. (2021). *Veekaitsevööndite reostustundlikkuse ja kaldavööndi puhverribade rajamise vajalikkuse hinnangute kaardikihtide loomine*. Tartu Ülikool, Geograafia osakond.
- Uno, H., & Power, M. E. (2015). Mainstem-tributary linkages by mayfly migration help sustain salmonids in a warming river network. *Ecology Letters*, **18**: 1012–1020. <https://doi.org/10.1111/ele.12483>
- Vaba, L. (1986). Siis, kui mindi raatsi peale. Eesti-Läti suhete kajastusi Hargla palgiparvetajate keeles. *Keel ja Kirjandus*, **9**: 518–527. <http://www.digar.ee/id/et/nlib-digar:194828>
- Veeseadus. (15.04.2025). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 24.05.2025. <https://www.riigiteataja.ee/akt/122022019001>

- Verdonschot, P. F. M., & Verdonschot, R. C. M. (2024). Ecological Functions and Management of Large Wood in Fluvial Systems. *Current Forestry Reports*, **10**: 39–55. <https://doi.org/10.1007/s40725-023-00209-x>
- Weber, N., Bouwes, N., Pollock, M. M., Volk, C., Wheaton, J. M., Wathen, G., Wirtz, J., & Jordan, C. E. (2017). Alteration of stream temperature by natural and artificial beaver dams. *PLOS ONE*, **12**: e0176313. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176313>
- Winsemann, J., Hartmann, T., Lang, J., Fälber, R., & Lauer, T. (2022). Depositional architecture and aggradation rates of sand-rich, supercritical alluvial fans: Control by autogenic processes or high-frequency climatic oscillations? *Sedimentary Geology*, **440**: 106238. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2022.106238>
- Wohl, E. (2013). Floodplains and wood. *Earth-Science Reviews*, **123**: 194–212. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.04.009>
- Wohl, E. (2024). Resilience in River Corridors: How Much Do We Need? *Perspectives of Earth and Space Scientists*, **5**: e2023CN000226. <https://doi.org/10.1029/2023CN000226>
- Wohl, E., Uno, H., Dunn, S. B., Kemper, J. T., Marshall, A., Means-Brous, M., Scamardo, J. E., & Triantafyllou, S. P. (2024). Why wood should move in rivers. *River Research and Applications*, **40**: 976–987. <https://doi.org/10.1002/rra.4114>
- WWF (2024). *Living Planet Report 2024 – A System in Peril*. WWF, Gland, Switzerland.
- Wymore, A. S., Ward, A. S., Wohl, E., & Harvey, J. W. (2023). Viewing river corridors through the lens of critical zone science. *Frontiers in Water*, **5**. <https://doi.org/10.3389/frwa.2023.1147561>
- Yoshimura, M. (2024). Comparison of freshwater diatom assemblage between old-growth broad-leaved and planted coniferous forest basins in temperate region, Japan. *Journal of Freshwater Ecology*, **39**: 2382446. <https://doi.org/10.1080/02705060.2024.2382446>

Internetiallikad

- Internet 1. Society for Ecological Restoration kodulehekülg. *What is Ecological Restoration?* Kasutatud 12.02.2025 <https://ser-rrc.org/what-is-ecological-restoration/>
- Internet 2. Article 17 web tool lehekülg. Kasutatud 14.05.2025 <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/habitat/summary/?period=5&subject=6450®ion=BOR>
- Internet 3. Keskkonnaameti kodulehekülg. *Registreeringud ja raie veekaitsevööndis*. Kasutatud 20.05.2025 <https://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/vesi/registreeringud-ja-raie-veekaitsevoondis#veekogusse-tahke-ain>

Lisa 1. Ülevaattetabel puhervööndeid käsitlevatest uurimustest

Tabel 1. Ülevaade puhervööndeid käsitlenud töödest

Puhverriba laius ja/või pikkus ühel kaldal	Kaldavööndi sisu (rohuma, üheliigiline puistu, mitmekesine puistu)	Uuringu tulemus	Viide	Muu kommentaar
1–100 m	Kitsamal puhvril piisab rohumaast, kus soovituslikult esineks kaldale lähemal ka puhmad. Keskmise laiusega puhvril peaks olema puhmarinne ning soovituslikult ka põõsa- ja puurinne. Kõige laiemal puhvril võiks olla veekogu ääres 10 meetrine puurinne, seejärel 5 m laiune põõsavöönd ning seejärel rohuvöönd	75% Eesti siseveekogudest (k.a järved) vajaksid 1–10 m puhvrit, 10% vajaksid 11–20 m laiust puhvrit ning 5% vajaksid sõltuvalt asukohast 21–50 m laiust puhvrit. Looduslike veekogude ja eesvoolude siseselt olid jaotused sarnased	Uuemaa <i>et al.</i> (2021)	Puhvrid on arvatatud reostustundlikkuse põhjal mulla ja reljeefi järgi, mitte elurikkuse põhjal, Eestis.
15–100 m	Täpsustamata puistu	Setete kinnipidamismäärade kasv jõudis platooni 50 meetri laiuse puhvriga, 100 meetrine puhver pidas kinni 30.5–36.2% setetest	Sirabahenda <i>et al.</i> (2020)	Uuring tehti ANFIS ja SWAT mudelitega, Kanadas
0– >35 m laiused puhvrid, jaotatud >15 ja <15 m vahemikeks	Valdavalt okasmets, vähem segamets ja harva lehtmets	Kitsama puhvriga lõikudel oli muutunud valgus- ja temperatuurirežiim (valgust oli rohkem ning temperatuur kõrgem). Raie mõjutatud aladel oli vähem veesambaid. Ülejäänud tulemused sõltusid oluliselt asukohast. Töös järeldati, et 15 meetrine puhver ei ole piisav, et raie mõjusid minimeerida ning raie tagajärjed vooluveekogudele on endiselt mingil määral	Jyväskylä <i>et al.</i> (2020)	<15 m puhvriga kohtades oli puhvri laiuse mediaaniks 6,75–7 m ning >15 m puhvriga kohtades 23–24,5 m.

etteaimamatud

Laius 15 m ja 30 m	Ühevanuseline kuusemets, mis ulatus veepiirini	15 m laiuse puhvriga aladel oli kontrollaladest oluliselt erinev mikrokliima ja indikaatorliigid. 30 m puhvriga alad erinesid kontrollaladest 30% ulatuselise valikraie korral, kuid mitte häirimata puhvri korral. Veel laiemat puhvrit soovitati, kui raie toimus lõunapool	Oldén <i>et al.</i> (2019a)	Uuring viidi läbi Kesk- ja Ida-Soomes, Eestile sarnastes kliimatingimustes kokku 35 katsealal. Raiet soovitati teha ühel kümnendil vaid pool jõge
Laius 15 m ja 30 m	>80 aastane kuusemets	Sammalde kooslus erines kontrollaladest 15 m valikraiega puhvris, soontaimede kooslus erines kontrollalast nii raiega kui raieta 15 m puhvris. Soontaimede kooslus muutus mitmete statistiliselt mitteoluliste esinemissageduste muutumise tõttu, sammalde kooslus muutus mitmete sammalde arvukuse vähenemise tõttu.	Oldén <i>et al.</i> (2019b)	43 katseala Soomes
0–50 m	Küps kuusemets	Soontaimede liigirikkus ja taksonoomiline mitmekesisus kahaneb ajaga kitsastes puhvrites (10 aastaga 20% ja 30 aastaga 33%). Sammalde taksonoomiline mitmekesisus kahanes samurti kitsastes puhvrites. 36 m laiuses puhvris erines nii soontaimede kui sammalde kooslus kontrollaladest, 45 m puhvris enam mitte	Selonen & Kotiaho (2013).	39 katseala Soomes
Omavahel ja kontrollalaga võrreldi 0–10 m, 20–25 m,	Tiheda alustaimestikuga okasmets, dominantseteks liikideks on kaunis nulg, läänetsuuga ja	Metsalinnud olid 0-25 m laiustes puhvrites haruldased või puudusid, kõikide puhvrite keskmiselt oli metsalindude arvukus	Shirley & Smith (2005)	Uuring toimus Kanadas Briti Columbia provintsis, Eestist soojemates ja niiskemates

36–44 m ja 100–144 m laiuseid puhvreid	hiigel-elupuu, lõunapool ka harilik ebatsuuga	50% madalam kui kontrollaladel. Enamasti oli lindude arvukus suurem ja nende kooslus kontrollalale sarnasem puhvri laiuse kasvades ning laiemad puhvrid võisid pakkuda stabiilsemat elupaika. Puhvrites tekkinud servaalade suurem osakaal võib siiski kaldaaladega seotud liikidele rohkem sobida.		kliimatingimustes vaid ühel pool jõge. Jõed olid suuremad kui Eestis keskmiselt ehk 9–35 m laiused. Igal puhvri laiusel oli 3 katseala
6.7–25.5m ja 21.7–40.7 m laiuseid puhvreid võrreldi vähemalt 150 m laiuse 500 m pikkuse kontrollalaga	Üksikute lehtpuudega okasmetsad, domineerivad 45–65 aastased harilikud ebatsuugad ja läänetsuugad	Puhveralade linnustik oli üksteisele sarnasem kui kontrollalale. Mitmed liigid esinesid pea kaks korda tõenäolisemalt puhveralades kui kontrollalal. Lindude arvukus oli nõrgalt positiivses seoses laiemate puhvritega ning puhverala taimestik lindude arvukust ei mõjutanud. Puhveralad löid võimalusi pioneerliikide ja servaalasid eelistavate liikide elutsemiseks piirkonnas	Pearson <i>et al.</i> (2015)	Washingtoni osariigi uuring, 15 katsealaga eri veekogude ääres
Võrreldi > 30 m puhvrit mõlemal kaldal aladega, kus vähemalt ühel kaldal oli puhver <20 m lai	Täpsustamata puud ja põõsad	Jõe karpide poolest arvukamas harus (idapoolne haru kus asus 62,6% karpidest) oli laiemal puhvril rohkem karpe kui kitsamal (42.9% vs. 19.7%), kuid vähesemate karpidega harus (põhjaharu) oli kitsamal puhvril rohkem karpe (31.1% vs. 6.3%). Põhjaharus ning idaharu kitsamate puhverribadega aladel oli rohkem peensetteid ja vähem lahustunud hapnikku ja seetõttu rohkem peensetteid taluvaid karbiliike, kuid karpide noortjärke leidis nendel	Lu <i>et al.</i> (2024)	Kanadas, Ontario provintsis, 8 katsealaga ühe jõe kahel harul. 81% ümbritsevast maastikust toimub intensiivne põllumajandus

		aladel vähem (11 idas vs. 6 põhjas ja 14 laia vs. 3 kitsa puhvri alal)		
10 m ja 30 m lai, erinevate pikkustega (suurusjärk mitusada m)	Lehtmetsad üksikute kuuskedega ja avatud kooslused vahelduvalt	10 m laiune puhvervöönd suudab ojadele tagada sarnase jahutava efekti kui 30 m laiune puhver. Vesi on puude poolt pakutavas varjus 4–5 °C jahedam ning päeva max veetemp. on päikse käes 3 °C soojem kui varjus. Puhvri pikkusel on olulisem mõju kui laiusel, kuna jahutamise efekt saavutatakse viibega ja veel on vaja jahtumiseks piisavalt kaua püsivalt varjus olla	Kail <i>et al.</i> (2021)	Saksamaal, Eestile sarnases kliimas ja sarnaste omadustega veekogudes uuriti 7 oja. Ojasid ümbritsesid erinevas vahekorras metsad, põllumaad ja asulad
15, 50 ja 100 m laiused ja 100, 500, ja 1000 m pikkused puhvrid	Troopiline niiske mets, mangroov, (pre-)montaanne vihmamets	Puhverriba pikkus mõjutab veekvaliteeti rohkem kui puhverriba laius. 15 m puhverriba suudab veekvaliteeti parandada, kui selle pikkus on vähemalt 500 m, kuid see ei pruugi kaitsta elustikku. 15 m laiune 1000 m pikkune puhverriba kirjeldas 28,8% variatsioonist veekvaliteedi erinevustest	Brumberg <i>et al.</i> (2021)	Costa Rica troopilises kliimavööndis 194 proovivõtukohta
Kirjandus-ülevaade	Erinevad	Laialdaselt kasutusel olevad 15–30 m laiused puhvrid ei ole piisavad kahepaiksete ja roomajate elupaikade kaitseks. Mõned salamandrid ja kilpkonnad liiguvad harva üle 30 m kaugusele, kuid konnad ja maod kasutavad elutegevuseks laiemat ala. Nende elupaikade kaitseks peaks rakendama mitmejärgulisi puhveralasid, kus keskne elupaik on 142-289 m lai	Semlitsch & Bodie (2003)	Kirjandus-ülevaade
12, 36 ja 60 m laiused	Vihmamets, põõsastik või	60 m metsaga puhverriba suutis peatada kõik	Aguiar <i>et al.</i> (2015)	Brasiilia, troopiline kliima,

	rohuma	pestitsiidid, kuid 12 m laiune puhver oli edukam kui 60 laiune põõsastik või rohuma, vähendades pestitsiidide hulka sõltuvalt konkreetsest pestitsiidist 40–90% ja 36 m metsaga puhver 70–94%		27 katseala
Pikkus 150–2000 m, laius vähemalt 2 m	Ilma puhvrita, aiaga eraldatud rohuma, aiaga eraldatud lehtmets, keskmine puhvri vanus 7 aastat	Haruldasi liike leiti vaid puhverribadelt, 3 levinumat liiki olid niiskuslembelised (metsale omased), moodustasid 39% jooksiklastest ja olid arvukad kõigil katsealadel. Puhvri vanus oli suuresti seotud koosluste struktuuriga. Puhvri pikkus mõjutas koosluse struktuuri rohkem kui laius. Jooksiklaste liigirikkus ja aktiivsustihedus oli suurim puhvrita aladel ehk referentsaladest kõige erinevamatel aladel.	Stockan <i>et al.</i> (2014)	41 katseala Šotimaal
1–3,5 m ja >5 m laiused puhvrid	Ilma aiata põlluserv, aiaga eraldatud rohuma	Puhverriba laius ei mõjutanud taimede liigirikkust, kuid mõjutas tolmeldajate arvukust ja liigirikkust. Aiaga eraldatus ei mõjutanud kimalaste liigirikkust, kuid mõjutas nende arvukust õistaimede arvukuse kasvu kaudu.	Cole <i>et al.</i> (2015)	26 katseala Šotimaal
0., 11 ja 23 m laius	Ameerika pöõgi, suhkruvahtra, kollase kase lehtmetsad ja punase kuusega segametsad	Pärast raiet vähenes raiest allavoolu jääval alal kahepaiksete arvukus rohkem kui ülesvoolu jääval alal. Salamandrite arvukus oli lageraie äärsetel puhveraladel väiksem kui ainult valikraiega aladel, kus arvukus oli väiksem kui kontrollaladel. Konnade arvukus oli väiksem lageraiega aladel. Mõnel	Perkins & Hunter (2006)	USA mägisel alal 15 katseala

<p>raie suhtes tundlikumal salamandriliigil oli 23 m puhverribal $\geq 80\%$ väiksem arvukus kui kontrollalal, 11m ja 23m puhverribade erinevused jäid ebaselgeks.</p>				
15 m ja 30 m raieta ja valikraiega puhverribad	80-100 a vanune mets, peamine puuliik kuusk	Torikseente kooslused erinesid kontrollalast kõigis puhvrites peale 30 m raieta puhvri. Valikraie homogeniseeris kooslusi, muutis servaeefekte tugevamaks ja vähendas lamapuidu hulka alal	Peura <i>et al.</i> (2020)	35 katseala Soomes, valikraiega raiuti hajutatult 30% metsast

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Ingrid Rand,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Kaldavööndi majandamise mõju vee- ja kaldaelustikule”, mille juhendaja on Jürgen Karvak, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
3. olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;
4. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Ingrid Rand

25.05.2025