

Liejutaskuravun (*Rhithropanopeus harrisi*) vaikutus rakkohaurun (*Fucus vesiculosus*) kasvuun

Biologia / Biologian laitos

Pro gradu -tutkielma

Laajuus 20 op

Henry Hietanen

17.6.2026

Turku

Turun yliopiston laatu järjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu
Turnitin OriginalityCheck -järjestelmällä

Koulutusohjelma, oppiaine: Biologian opettaja (FM)

Tekijä: Henry Hietanen

Otsikko: Liejutaskuravun (*Rhithropanopeus harrisii*) vaikutus rakkohaurun (*Fucus vesiculosus*) kasvuun

Ohjaaja: Veijo Jormalainen

Sivumäärä: 21 sivua

Päivämäärä: 17.06.2026

Vieraslajien leviäminen on voimistunut globalisaation ja erityisesti liikenteen kasvun seurauksena. Voimistumisen myötä riski ekosysteemejä uhkaavien haitallisten vieraslajien ilmaantumisesta on kasvanut. Vuonna 2009 Naantalın sataman lähetyvillä havaittiin ensimmäisen kerran Suomen aluevesillä ympäri maailmaa levinnyt vieraslaji liejutaskurapu *Rhithropanopeus harrisii* Gould. Liejutaskurapu on tämän jälkeen levinnyt lähes koko Saaristomeren alueelle ja levitesään romahduttanut laiduntavien herbivorien kantoja rakkohauruyhteisöissä. Rakkohauru *Fucus vesiculosus* L. on monivuotinen levä, joka toimii kovapohjaisessa litoraalisessa avainlajina muodostaen elinympäristöä muille lajeille. Rakkohauru on kärsinyt viime vuosikymmenien rehevöitymisestä ja veden samenessesta. Myös ilmastonmuutoksen aiheuttamat lämpöpiikit ja meriveden suolapitoisuuden aleneminen uhkaavat rakkohaurua. Tässä tutkielmassa pyrittiin selvittämään, onko liejutaskuravulla kaskadivaikutusta rakkohaurun kasvuun? Hypoteesina oli, että liejutaskurapu vaikuttaa yli trofiatasojen syömällä herbivoreja, minkä seurauksena rakkohaurun kanssa kilpailevat rihmalevät ja perifyton lisääntyvät ja haittaavat rakkohaurun kasvua. Vaikutusta tutkittiin mittaamalla rakkohaurun kasvua alueilla, joiden raputilanne vaihteli. Saaristomerele sijoitettiin rakkohaurukasvatusalustoja viiteen paikkaan, joissa liejutaskuravun invaasio oli kestänyt pidempään ja viiteen paikkaan, joissa invaasio oli uusi tai rapuja ei vielä ollut havaittu. Tuloksena oli, että rakkohaurun pituus kasvoi 42 %, paino nousi 69 % ja kasvupisteiden määrä lisääntyi 43 % enemmän uuden invaasion alueilla verrattuna vanhan invaasion alueisiin. Vanhan invaasion alueilla rakkohaurun päällä oli 350 % enemmän perifytonia verrattuna uuden invaasion alueisiin. Tulosten perusteella liejutaskuravulla vaikuttaa olevan kaskadivaikutus rakkohaurun kasvuun ja näin se uhkaa rakkohaurun tarjoamia ekosysteemipalveluja ja rakkohauruyhteisöjen biodiversiteettiä.

Avainsanat: Vieraslaji, kaskadivaikutus, Saaristomeri, rakkohauru *Fucus vesiculosus*, liejutaskurapu *Rhithropanopeus harrisii*

Sisällysluettelo

1	Johdanto	1
1.1	Vieraslajit	1
1.2	Ravintoketjut	3
1.3	Kaskadivaikutus	4
1.4	Tutkimuksen tavoitteet	5
2	Menetelmät	5
2.1	Tutkimusympäristö	5
2.2	Koeasetelma	7
2.2.1	Virhelähteiden hallinta	9
2.3	Näytteiden mittaukset kokeen jälkeen	10
2.4	Tulosten tilastollinen tarkastelu	11
2.5	Tekoälyn käyttö	11
3	Tulokset	12
4	Pohdinta	13
4.1	Tulosten tarkastelu	13
4.2	Invaasioluokat	14
4.3	Virhelähteiden tarkastelu ja kehitysehdotukset	14
4.4	Rapuinvaasion seuraukset	15
	Lähteet	17

1 Johdanto

1.1 Vieraslajit

Vieraslajeja pidetään merkittävänä uhkana alueelliselle biodiversiteetille ja niiden leviäminen on voimistunut viime vuosikymmeninä globalisaation, kaupan ja liikenteen kasvun myötä (IPBES 2023). Vieraslajiksi luetaan eliö, joka ei kuulu alueen alkuperäiseen lajistoon, vaan on siirtynyt sinne ihmistoiminnan seurauksena (Davis 2009). Ennen vuotta 1600 saapuneita lajeja sanotaan muinaistulokkaiksi ja sen jälkeen saapuneita uustulokkaiksi (Turunen 2015). Vieraslaji luokitellaan haitalliseksi, jos se uhkaa kohde-ekosysteemin monimuotoisuutta tai ekosysteemipalveluita (vieraslajit.fi). Lähtökohtaisesti kaikkiin vieraslajeihin suhtaudutaan kielteisesti ja niiden leviämistä on pyrittävä torjumaan Rion sopimuksen mukaisesti (YK 1992). Vieraslajien on raportoitu aiheuttaneen sukupuuttoja saari ekosysteemeissä ja aiemmin juuri eristäytyneitä ekosysteemejä on pidetty riskialttiimpina (Blackburn ym. 2019). Kuitenkin vieraslajien vaikutukset ovat osoittautuneet merkittäviksi myös avoimissa ekosysteemeissä (Paolucci ym. 2013, Anton ym. 2019). Toisin kuin eristyneissä saari ekosysteemeissä, avoimissa systeemeissä, kuten meriekosysteemi, lajien paremmat leviämismahdollisuudet voivat vähentää paikallisten populaatioiden häviämisen johtamista koko lajin sukupuuttoon (Paolucci ym. 2013). Kaikki vieraslajit eivät kuitenkaan ole uhka biodiversiteetille, vaan osa on diversiteettiä tukevia tai jopa kasvattavia (Davis 2009, Turunen 2015, Anton ym. 2019).

Myös natiivit lajit voivat aiheuttaa voimakkaita muutoksia eliöyhteisöissä, minkä vuoksi vieraslajien erityisasemaa ekologisena ongelmana sekä niiden torjuntaan kohdennettuja resursseja on kyseenalaistettu (Blackburn ym. 2019). Tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että vieraslajeilla on voimakkaampi vaikutus kuin alkuperäisillä lajeilla (Paolucci ym. 2013, Blackburn ym. 2019). Blackburnin ym. (2019) metatutkimuksessa vieraslajit katsottiin myötävaikuttavaksi syyksi 25 %:ssa kasvien sukupuuttoja ja 33 %:ssa eläinten sukupuuttoja, kun taas alkuperäiset lajit liitettiin alle 5 %:iin kasvien ja 3 %:iin eläinten sukupuutoista.

Vieraslajit voivat saavuttaa korkeampia populaatiotiheyksiä kuin alkuperäiset lajit vapautuessaan lähtöalueensa vihollisistaan, eli pedoista, taudinaiheuttajista ja loisista (Brian & Catford 2023). Siksi vaikutukset voivat olla voimakkaita, vaikka yksilötasolla saalistus-

tai laidunnuskyky ei poikkeaisi merkittävästi alueen alkuperäisistä kuluttajista (Paolucci ym. 2013). Vieraslajien enimmäiskulutussopeuksien on havaittu olevan keskimäärin korkeampia kuin niiden alkuperäislajien vastineilla, jolloin ne voivat hyödyntää saalislajeja alkuperäislajeja tehokkaammin (Faria ym. 2025). Tämä voi johtaa paikallisten populaatioiden taantumiseen ja ravintoverkkojen rakenteen muutoksiin (Faria ym. 2025). Välttämättä vieraslajien voimakkaampi vaikutus ei johdu suoraan vierasperäisyydestä, vaan siitä, että vieraslajina pärjätäkseen lajin täytyy ylipäättään olla voimakkaasti lisääntyvä ja tehokas resurssienkäyttäjä (Davis 2009). On myös havaittu, että vieraslajit ovat useammin yksinään tuhoisia diversiteetille, kun haitallisten kotoperäisten lajien vaikutus on yleensä yhteydessä muihin ihmisperäisiin ongelmiin (Blackburn ym. 2019). Toki myös monet vieraslajit hyötyvät ympäristön häiriöistä (Davis 2009). Kun on tutkittu vieraslajien taksonomisista eroja, on petojen havaittu aiheuttavan merkittäviä muutoksia ekosysteemeissä (Anton ym. 2019, Blackburn ym. 2019). Petojen voimakkaan vaikutuksen oletetaan liittyvän saaliiden ekologiseen naiiviuteen (Davis 2009, Anton ym. 2019). Jos vastaavaa petoa ei ole ollut natiivissa lajistossa, ei saaliilla ole evolutiivista valmiutta vastata vieraspedon saalistusmekanismeihin. Mahdollisesti juuri tästä syystä kaikkein voimakkaimpia negatiivisia vasteita ovat aiheuttaneet sellaiset vieraspedot, joiden kaltaisia ei natiivissa biotassa ole ollut (Sih ym. 2010, Forsström ym. 2015). Voimakas vaikutus voi tosin olla vain väliaikaista invaasion leviämisvaiheen alun kasvu-romahdus-dynamiikan takia (David ym. 2017). Aluksi resursseja on runsaasti saatavilla ja paikallinen eliöstö ei ole tottunut vieraslajiin, jolloin vieraslajipopulaatio voi kasvaa hyvin nopeasti. Kun jonkin ajan kuluttua paikalliset saaliit oppivat suojautumaan ja pedot saalistamaan vieraslajia, voi vieraslajipopulaation koko romahtaa.

Merellisten vieraslajien on havaittu vaikuttavan 12 %:iin IUCN:n punaisen listan uhanalaisista lajeista, kun maaekosysteemeissä suhde on 6 % ja makeanveden ekosysteemeissä 2 % (Anton ym. 2019). Toisaalta myös vähälajisissa makeanveden eliöyhteisöissä vieraslajien on havaittu aiheuttaneen hyvin voimakkaita vaikutuksia (Faria ym. 2025). Merellisten selkärangattomien joukossa ravut ovat erityisen menestyviä invaasiolajeja, ja ne aiheuttavat usein voimakkaita ekologisia vaikutuksia uusilla elinalueillaan (Forsström ym. 2015).

Liejutaskurapu *Rhithropanopeus harrisii* Gould on laajasti ympäri maailmaa levinnyt vieraslaji (Roche & Torchin 2007). Liejutaskurapu on alun perin peräisin Pohjois-Amerikan itärannikon murtovetisistä estuaareista, eli jokisuistoista (Roche & Torchin 2007). Liejutaskurapu havaittiin ensimmäisen kerran Suomessa vuonna 2009 Naantalın sataman lähetyvillä (Karhilahti 2010). Sieltä rapu levittäytyi nopeasti välisaariston alueelle ja leviäminen on jatkunut rannikkoa pitkin pohjoiseen ja itään sekä ulkosaaristoon (Fowler ym. 2013, Forsström ym. 2018). Tämän tutkimuksen kenttätöy aikaan syksyllä 2021 liejutaskuravun levinneisyysalue rajoittui pohjoisessa Rauman edustalle, lännessä akselille Brändö-Korppoo, etelässä akselille Björkö-Rosala ja idässä Hankoon, sekä Ahvenanmaan kaakkoisosissa oli erillinen liejutaskurapuesiintymä (laji.fi).

1.2 Ravintoketjut

Kaikilla eliöillä maapallolla on vuorovaikutuksia toisten eliöiden kanssa. Eliöiden välisiä vuorovaikutuksia ovat esim. peto-saalis- ja isäntä-loinen-suhteet, joissa energiaa ja aineita virtaa trofiatasolta toiselle. Kun vuorovaikutuksia linkittyy enemmän, esim. tuottajakasvinsyöjä-peto, puhutaan ravintoketjusta ja kun ravintoketjut menevät toistensa kanssa limittäin, syntyy ravintoverkko. Trofiatasoilla kuvataan energian kulkeutumista ravintoverkossa. Yksinkertaistettuna ylemmän tason eliö syö alemman tason eliön ja näin energia siirtyy ravintoketjussa yhden trofiatason ylemmäs. Käytännössä tilanne ei välttämättä ole näin yksinkertainen, vaan saalis saattaa syödä pedon poikasia tai saalistusta saattaa tapahtua ristiin tai yli trofiatasojen. Myös loiset vinouttavat energiavirtaa, mutta niiden vaikutus on yleensä pieni (Townsend ym. 2008).

Yksinkertaisissa ravintoverkoissa yksittäisten eliölajien vaikutus korostuu ja niissä esiintyy avainlajeja, joiden ympärille eliöyhteisö rakentuu (Townsend ym. 2008). Itämeri on meriekosysteemiksi hyvin niukkalajinen ja kovan pohjan ranta-alueilla rakkohauru *Fucus vesiculosus* L. on selkeä avainlaji (Kautsky ym. 1992). Rakkohauru on elinympäristöjä muodostava suurikokoinen monivuotinen ruskolevä (Rikkinen 1999). Rakkohaurun seko- varsi on kovaa ja sitä pystyy käyttämään ravinnoksi merkittävässä määrin vain vahva- leukainen leväsiira *Idotea balthica* Pallas (Engkvist ym. 2000). Aivan pienenä, noin 1 mm kokoon asti, rakkohaurut ovat toki alttiita myös leväkotilon *Theodoxus fluviatilis* L. herbi- vorialle (Malm ym. 1999). Kuollutta rakkolevää käyttävät ravinnokseen detritivorit, esim. leväkatkat *Gammarus*-suku ja simpukat (Kahma ym. 2023). Perustuotannon lisäksi

rakkohaurukasvustojen suuri merkitys eliöyhteisölle on luoda kalliopohjaiseen litoraaliin kolmiulotteista rakennetta, joka toimii kasvualustana, suojana ja lisääntymisympäristönä monille muille lajeille (Kautsky ym. 1992, Wikström & Kautsky 2007). Rakkohauruyhteisössä herbivorit syövät rakkohaurun sijaan pääasiassa rakkohaurun päällä kasvavia epifyyttisiä makroleviä ja perifytonia (Korpinen ym. 2007). Perifyton on pinnoille kiinnittyvä kerros, joka muodostuu mm. mikrolevistä, bakteereista ja alkueläimistä (Wahl 1989). Elinympäristön muodostamisen lisäksi rakkohaurun ekosysteemipalveluihin sisältyy hiilen ja ravinteiden sidonta (Krause-Jensen & Duarte 2016). Hidaskasvuisena levänä rakkohaurun ravinteidensidonnalla on vain lähinnä paikallista vaikutusta, mutta hiilensidonnän suhteen vaikutus saattaa olla merkittävä (Krause-Jensen & Duarte 2016). Rakkohaurukasvuston paikalle ei juurikaan sedimentoidu kuollutta ainesta, mutta tutkimuksissa on havaittu, että suurikokoisten levien hiiltä kulkeutuu levien kuollessa merkittäviä määriä syvemmän veden alueelle, jonne se sedimentoituu ja varastoituu pitkäaikaisesti (Krause-Jensen & Duarte 2016).

1.3 Kaskadivaikutus

Kaskadivaikutuksella tarkoitetaan trofiatason ylittäviä ekologisia vaikutuksia ravintoketjussa. Ravintoketjun kaskadivaikutukset voivat edetä molempiin suuntiin eli ylhäältä alas ja alhaalta ylös. Kaskadivaikutusta ylhäältä alas voi esiintyä silloin, kun eliöyhteisö on yksinkertainen ja ravintoketju on lineaarinen (Townsend ym. 2008). Lisäksi trofiatasojen erojen täytyy olla selkeät ja trofiatasojen välinen kanssakäyminen voimakasta, jotta peto pystyy vaikuttamaan saalispopulaatioihin ja sitä kautta tuottajiin (Townsend ym. 2008). Nämä kaikki olosuhteet esiintyvät Itämeren litoraalin eliöyhteisöissä ja Itämerellä petojen onkin havaittu säätelevän primäärituottajia yli trofiatasojen (Paavola ym. 2005, Ericsson ym. 2009). Ericssonin ym. (2009) tutkimuksessa havaittiin, että huippupetojen vähentyessä mesopetojen predaatio pienenee, jolloin ne lisääntyvät. Lisääntynyt mesopetopopulaatio kuluttaa enemmän laiduntajia. Laiduntajien väheneminen taas vaikuttaa primäärituottajiin ja hyödyntää erityisesti nopeakasvuisten mikro- ja rihmalevien ja syanobakteerien kasvua ja saattaa edesauttaa ns. leväkukintoja (Ericsson ym. 2009). Tuottajakuluttaja-vuorovaikutukset vaihtelevat ennustettavasti tällaisissa järjestelmissä ravintoketjun monimutkaisuuden mukaan; ne ovat heikkoja tai voimakkaita sen mukaan, onko trofiatasojen lukumäärä parillinen vai pariton. Merisaukot ja kelppien muodostamat

levämetsät tarjoavat tunnetun esimerkin tästä kuviosta (Estes ym. 1998). Kawamatan ym. (2021) tutkimuksessa havaittiin petojen kaskadivaikutus makrolevien kasvuun. Tutkimuspaikalla oli hummerien kalastuskielto ja niille rakennettiin tekoriuttoja piilopaikoiksi. Hummerien määrän lisääntyminen vähensi merisiilien laidunnusta ja sen seurauksena alueen makroleväkasvustot elpyivät. Suoran kulutuksen lisäksi petojen kaskadivaikutus voi välittyä myös saaliin käytösmuutosten kautta (Matassa 2018).

1.4 Tutkimuksen tavoitteet

Keskeisin tämän tutkimuksen kysymys on, vaikuttaako liejutaskuravun invaasio rakkohaurun kasvuun? Lisäksi tutkitaan vaikutusmekanismin selvittämiseksi, vaikuttaako liejutaskuravun invaasio rakkohaurun päällä kasvavan perifytonin määrään?

On havaittu, että rakkohaurun kasvu hidastuu, jos sen päällä kasvaa epifyyttisiä leviä (Korpinen ym. 2007, Kautsky ym. 2019). Kun herbivorit, mm. leväkotilot, laiduntavat rakkohaurun päällä kasvavia epifyyttisiä rihma- ja mikroleviä, laidunnus edistää rakkohaurun kasvua (Worm ym. 1999). Jormalaisen ym. (2016) mukaan liejutaskuravut aiheuttavat herbivorien vähenemistä ja herbivoripopulaatioiden runsaussuhteiden muuttumista laiduntavista kohti suodattavia lajeja. Myös Rinteen ym. (2022) mukaan leväsiirujen ja leväkotiloiden määrät ovat pienempiä rapujen levinneisyysalueella kuin sen ulkopuolella.

Hypoteesina on, että liejutaskuravulla on ylhäältä alaspäin kaskadivaikutusta rakkohauruun. Oletettu vaikutusmekanismi: Liejutaskurapu vähentää laiduntavia herbivoreja. Laiduntajien vähenemisen seurauksena rakkohaurun epifyyttien, rihmalevät ja perifyton, laidunnus vähenee ja sitä kautta epifyyttien määrä kasvaa. Epifyyttien lisääntyminen vie rakkohaurulta resursseja, kuten valo ja ravinteet, mikä haittaa rakkohaurun kasvua.

2 Menetelmät

2.1 Tutkimusympäristö

Itämeri on globaalisti ainutlaatuinen murtovesiallas, jonka poikkeukselliset ominaisuudet vaikuttavat sen eliöstöön (Bonsdorff & Blomqvist 1993). Pohjoisella Itämerellä on matala suolapitoisuus ja vähäinen lajimäärä verrattuna täysin merellisiin järjestelmiin (Forsström ym. 2015). Itämeren murtovedessä elää pääasiassa joko järvistä ja joista siirtyneitä

makean veden tai valtamerestä siirtyneitä suolaisen veden osmoreguloivia lajeja suolapitoisuustoleranssinsa äärirajoilla (Bonsdorff & Blomqvist 1993). Veden lämpötilan vuotuinen vaihtelu, ja talvinen jäätyminen, aiheuttaa haasteita monille lajeille.

Tämän tutkimuksen kaikki koepaikat olivat pohjoisella Itämerellä Saaristomeren alueella (Kuva 1). Saaristomeri on mosaiikkimainen kymmenien tuhansien saarten ja karien muodostama alue, jonka vedensyvyys ja merenpohja on vaihtelevaa (Kaskela ym. 2012). Ranta-alueen, eli litoraalin, merenpohja on yleensä pehmeää savea ja liejua lähellä mannta, sekapohjaa välisaaristossa ja kovaa kallio- ja kivikkopohjaa ulkosaaristossa (Kaskela ym. 2012). Kallio- ja kivikkolitoraali on paljaana hyvin niukkalajinen, mutta rakkohaurun läsnäolo lisää biodiversiteettiä huomattavasti (Korpinen ym. 2007). Rakkohaurua esiintyy pääasiassa 0,5–6:n metrin syvyydessä riippuen vedenkirkkaudesta (Rikkinen 1999). Ennen rehevöitymisen aiheuttamaa veden samentumista rakkohaurua on kasvanut yleisesti yli kymmenenkin metrin syvyydessä (Kautsky & Kautsky 1986). Rakkohaurukasvustot ovat merkittävä elinympäristö monille herbivoreille, jotka syövät pääasiassa rakkohaurujen päällä kasvavia epifyyttisiä leviä ja perifytonia (Korpinen ym. 2007). Rakkohaurukasvustoissa elää mm. siiroja, kotiloita, simpukoita, katkoja, katkarapuja ja hyönteisten toukkavaiheita (Korpinen ym. 2007). Rakkohaurukasvustoissa elää myös pienikokoisia kalalajeja, kuten tokkoja, kivinilikka, kolmipiikki, kymmenpiikki ja vaskikala sekä monien suurempien lajien poikasia (Korpinen ym. 2007, Viitasalo ym. 2017).

Perifyton ja rihmamaiset makrolevät kilpailevat rakkohaurun kanssa erityisesti valosta (Honkanen & Jormalainen 2005). Viitasalo ym. (2017) esittelevät tärkeimpiä rakkohaurun seurassa kasvavia ja sen kanssa kilpailevia rihmaleviä. Yksi kova kilpailija on ruskolevä lettiruskohahtu *Pylaiella littoralis* L., joka saattaa peittää rakkohaurukasvustot täysin ja jopa tukahduttaa ne kuoliaaksi. Ne myös hankaloittavat rakkohaurun lisääntymistä peittämällä pohjan kovia pintoja ja estämällä näin mekaanisesti rakkohaurun alkioita kiinnitymästä pohjaan. Lisäksi lettiruskohahtu käyttää kemiallista kamppailua erittämällä aineita, jotka heikentävät rakkohaurualkioiden selviytymistä. Toista rakkohaurun päällä kasvavaa ruskolevää haurunturkkia *Elachista fucicola* Velley, esiintyy Itämerellä vain rakkohaurun päällyskasvina. Se tunkee juurimaisia lonkeroita rakkohaurun solukon sisään ja lajeilla on jonkinlainen symbioottinen suhde. Myös ruskoleviin kuuluva ja

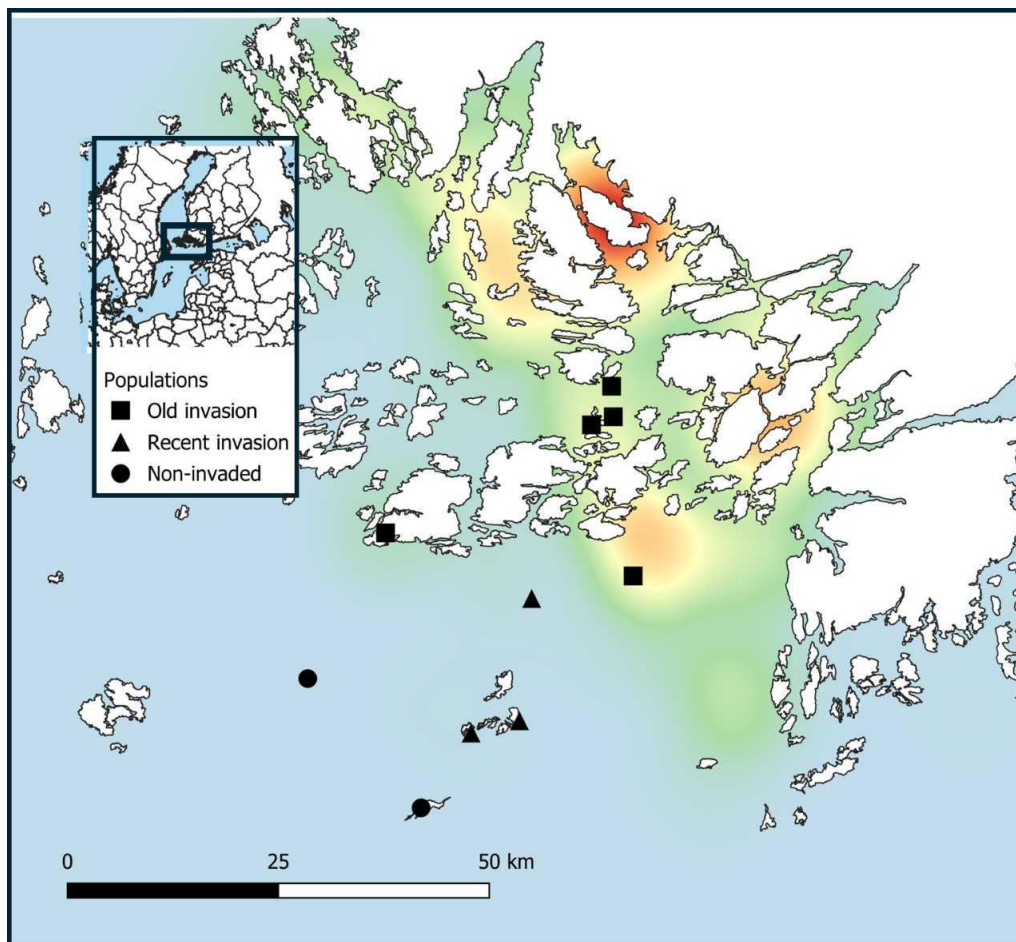
lettiruskohahtua muistuttava voimakaskasvuinen litupilvilevä *Ectocarpus siliculosus* Dillwyn, voi peittää rakkohaurukasvustoja alleen.

2.2 Koeasetelma

Kokeessa kasvatettiin rakkohaurua kymmenellä eri paikalla (Kuva 1). Alkuperäisenä suunnitelmana oli valita 5 paikkaa, joissa oli rapuja ja 5 paikkaa, jotka olivat ravuttomia. Ravuttomiksi oletetuista paikoista kuitenkin löytyi rapuja kesän aikana muiden kenttätöiden yhteydessä. Rapujen esiintymistä kaikilla koepaikoilla päätettiin tutkia koepyydysten avulla. Kunkin koepaikan raputilanne tutkittiin laittamalla paikalle 10 rapuansaa, jotka olivat pyynnissä 6–15 vuorokautta ajanjaksolla kesäkuun lopusta lokakuun alkuun. Ansat olivat samantapaisia, joita Fowler ym. (2013) käyttivät tutkimuksessaan. Kyseiset habitaatti-ansat ovat muovi- tai metalliverkosta tehtyjä särmiöitä, jotka on täytetty osterinkuorilla, saviruukunpalasilla, huokoisilla kivillä ja letkunpätkillä (Outinen ym. 2019). Ansat on havaittu tehokkaiksi, vaikka ne eivät varsinaisesti ole pyytäviä, vaan ravut hakeutuvat väliaikaisesti suojaan ansamateriaalin koloihin (Outinen ym. 2019). Ansapyynnin tulosten ja havaintohistorian perusteella paikat päätettiin jakaa alkuperäisen suunnitelman sijaan luokkiin: vanha invaasio ja uusi invaasio (Taulukko 1). Ravuttomia paikkoja oli vain kaksi ja ne sijaitsivat lähellä tuoreiden invaasioiden paikkoja (Kuva 1), joten ravuttomat paikat ja tuoreet invaasiot päätettiin yhdistää luokaksi uusi invaasio (Taulukko 1). Myös herbivorien esiintyminen tuki luokittelua: vanhoilla invaasioalueilla leväkotilon ja erityisesti leväsiiran kanta oli romahtanut ja tuoreilla invaasioalueilla niitä esiintyi edelleen runsaasti, samoin kuin ravuttomissa paikoissa.

Taulukko 1. Koepaikkojen rapuansojen kokonaissaaliit, rapujen ensihavainto alueella 5 km:n säteellä (laji.fi) ja luokkajako.

Paikka	Koordinaatit	Ensihavainto	Ravut	Luokka
Jurmo	59.8256° N, 21.5848° E	ei havaintoja	0	Uusi invaasio
Sundskär	59.9630° N, 21.3428° E	ei havaintoja	0	Uusi invaasio
Björkö	59.9056° N, 21.6919° E	2021	2	Uusi invaasio
Berghamn	60.0487° N, 21.8209° E	2019	4	Uusi invaasio
Fårö	59.9181° N, 21.7949° E	2021	8	Uusi invaasio
Orhisaari	60.2741° N, 21.9914° E	2011	14	Vanha invaasio
Stenskär Birsjär	60.0726° N, 22.0371° E	2014	16	Vanha invaasio
Gyltö lagun	60.1187° N, 21.5093° E	2016	32	Vanha invaasio
Högholm	60.2419° N, 21.9946° E	2012	48	Vanha invaasio
Lammasluoto	60.2332° N, 21.9483° E	2012	58	Vanha invaasio



Kuva 1. Rapuhavaintojen määrä ja koepaikat Saaristomerellä. Neliöt, ympyrät ja kolmiot kuvaavat koepaikkoja. Rapuhavaintojen määrää kuvataan väreillä suuremmasta pienempään: punainen-oranssi-keltainen-vihreä. Sininen kuvaa aluetta, jolta ei ole rapuhavaintoja. Havaintojen tilanne vuoden 2021 lopussa laji.fi-portaalissa (laji.fi).

Kokeessa sijoitettiin kolme rinnakkaista rakkohaurukasvatusalustaa, eli plottia, kymmenen eri paikkaan väli- ja ulkosaaristoon (Kuva 1). Kaikki kasvatusalustat asetettiin paikoille, joissa kasvaa luonnostaan runsaasti rakkohaurua, jolloin levien kasvuolosuhteet oli turvattu ja rakkohaurukasvustojen tyypillinen fauna oli valmiiksi paikalla. Paikat valittiin avoimilta etelän- ja lännenpuoleisilta rannoilta, jolloin niiden valo-olosuhteet olivat suotuisat ja yhteneväiset. Vedensyvyys kasvatuspaikoilla oli 50–100 cm keskivedenkorkeudella.

Kasvatusalustana käytettiin samanlaista alustaa kuin aiemmissa rakkohaurun tutkimuksissa on käytetty (Jormalainen ym. 2016). Kasvatusalusta koostui betonipainoista, joihin kiinnitettiin muovimatto. Yhdessä kasvatusalustassa oli 25 levää ja kasvatusalustoja oli 30, joten kokonaisuudessaan kokeessa oli 750 levää. Jokaisessa kasvatusalustassa oli

yksi leväpala 25:stä eri yksilöstä. Leväpalat otettiin suurista rakkohauruysilöistä, jolloin yhdestä hauruysilöistä oli mahdollista leikata kolmekymmentä geneettisesti samantyyppistä palaa.

Rakkohaurut kiinnitettiin muovimattoon pyykkipoikien ja kumilenkkien avulla. Kaksi pyykkipoikaa kiinnitettiin toisiinsa narulla; toiseen pyykkipoikaan kiinnitettiin levä ja toinen kiinnitettiin muovimattoon. Ensin toiseen pyykkipoikaan kiinnitettiin rakkohaurupala noin 1 cm leikkaustyvestä. Lisäjännitteeksi ympärille jännitettiin löysähkösti kumilenkki, koska aiempien kokemusten (Veijo Jormalainen, henkilökohtainen tiedonanto, 06/2021) perusteella liian tiukka puristus murtaa rakkohaurun sekovarren kasvatuskauden aikana ja levä irtoaa. Toinen pyykkipoika kiinnitettiin muovimattoon hyvin tiukasti kumilenkin avulla. Yksilötunnukset, eli genotyyppi ja rametti, kirjoitettiin tussilla pyykkipoikaan. Kasvatusalustojen löytämisen helpottamiseksi niihin kiinnitettiin narulla pieni koho.

Ennen levien kiinnittämistä, jokainen rakkohaurupala valokuvattiin, punnittiin ja mitattiin. Tulokset kirjattiin Excel-taulukkoon. Levän punnitus suoritettiin yläkuppivaa´alla senttigramman tarkkuudella. Ennen punnitusta leväpala taputeltiin kevyesti talouspaperilla. Pituusmitat otettiin viivaimella jokaisesta kasvuhaarasta millimetrin tarkkuudella ja lisäksi laskettiin kasvupisteet eli apikaalimeristeemit. Kasvupisteet tarkastettiin valoa vasten, jolloin myös juuri jakautuneet kasvupisteet voitiin havaita. Levät kuvattiin valopöydällä tunnistetietojen ja viivaimen kanssa. Levät yksilöitiin pyykkipoikiin kirjaamalla ja lisätukena toimivat valokuvat. Mittausten ajan leviä varastoitettiin ämpäreissä kylmähuoneessa ja vietiin koepaikoille 21.-23.6.2021.

2.2.1 Virhelähteiden hallinta

Käsin usean ihmisen toimesta tekemässä tutkimustyössä sattuu luonnollisesti aina virheitä. Suurin osa yksittäisistä mittaustuloksista oli rakkohaurun haarojen pituusmittauksia viivaimen avulla. Liukkaan ja epäsäännöllisen mallisen levän tarkka asettaminen viivaimen nollakohtaan on haastavaa. Tästä johtuvaa systemaattista virhettä tapahtui todennäköisesti molempiin suuntiin, jolloin nettovaikutus lienee pieni. Kasvupisteiden laskemisessa oli myös mahdollisuus mittaajasta johtuvaan virheeseen. Tätä virhettä pyrittiin minimoimaan aktiivisella kommunikaatiolla ja toisen mittaajan tarkastuksella rajatapauksissa. Levän punnituksessa suurin virhelähde liittyi levän kuivaamiseen ennen

punnitusta. Menetelmänä oli kuivata levä käsipaperilla kevyesti taputtelemalla. Punnittaja ja levän koko sekä ryppyisyys saattoi vaikuttaa mittaustulokseen. Jokainen levä valikoitui satunnaisesti eri mittaajien käsittelyyn, jolloin myös mittaajasta johtuvat mahdolliset virheet jakautuivat satunnaisesti aineistoon. Levien alkumittaukset ja kiinnitys pyykkipoikaan tehtiin genotyypeittäin. Tällöin yksi tai kaksi henkilöä kiinnitti kaikki saman genotyypin levät. Tämä vähentää yksittäisen testipaikan ja yksittäisen kasvatusalustan virhettä, koska jokaisessa kasvatusalustassa on vain yksi levä jokaisesta genotyypistä.

2.3 Näytteiden mittaukset kokeen jälkeen

Kasvatusalustat nostettiin ylös merestä syksyllä välillä 1.-12.10.2021. Jokaisesta kasvatusalustasta valittiin satunnaisesti 5 levää, joista muiden mittausten lisäksi eristettiin perifyton. Jos kasvatusalustassa oli jäljellä 5 levää tai vähemmän, valittiin perifytonin punnitukseen kaikki säilyneet levät. Kunkin kasvatusalustan levät laitettiin omaan ämpäriinsä ja perifyton-näytteiksi valikoituneet levät suljettiin yksittäin sulkijapusseihin. Ämpärit säilöttiin kylmähuoneessa. Jokainen rakkohaurupala puhdistettiin irtonaisesta rihmalevästä ja merirokoista. Haurut punnittiin, valokuvattiin, haarat mitattiin ja kasvupisteet laskettiin samoin kuin ennen kokeen alkua. Myös leviin kiinnittyneet merirotot ja irronneiden rotokojen jäljet laskettiin. Kaikki tulokset kirjattiin Excel-taulukkoon. Perifyton eristettiin pesemällä se irti pieneen määrään vettä, jonka jälkeen se imusuodatettiin. Imusuodatuksessa vesi meni läpi ja perifyton jäi suodatinpaperille (Whitman). Perifyton-paperit kuivatettiin kuivausuunissa ja punnittiin analyysivaa´alla 0,1:den mikrogramman tarkkuudella. Perifyton-tulokset kirjattiin erilliseen Excel-taulukkoon.

Jos levän tunnistetiedot eivät olleet yksiselitteisesti luettavissa pyykkipojista, merkittiin tämä taulukkoon ja levä pyrittiin tunnistamaan valokuvien avulla. Jos jompikumpi valokuva, ennen koetta tai kokeen jälkeen otettu, ei ollut tarpeeksi tarkka, tai tunnistusta ei muuten voinut tehdä varmasti, ei levää otettu mukaan aineistoon. Lisäksi levät, joiden kaikki kasvukärjet olivat kuolleet, jätettiin pois aineistosta. Irronneita leviä oli 294, kuolleita 10 ja tunnistamattomia 3. Lopulliseen aineistoon hyväksyttiin siis mukaan 443 rakkohaurua, joista 129:stä eristettiin myös perifyton.

2.4 Aineiston tilastollinen tarkastelu

Tilastollisessa analyysissä käytettiin yleistettyjä lineaarisia sekamalleja. Analyysissä käytetty ohjelmisto oli SAS 9.4 ja käyttöliittymä SAS Enterprise Guide 8.3.

Kasvumuuttujissa havaintomäärä oli 443. Vastemuuttujiksi valittiin vuorokausikasvu, koska eri koepaikkojen kasvatusaika ei ollut sama, vaan vaihteluväli oli 102–111 vuorokautta. Pituuskasvussa laskettiin loppu- ja alkumittauksen erotus kunkin leväyksilön haarojen pituuksien keskiarvosta ja tämä jaettiin kasvatusvuorokausien lukumäärällä. Painossa loppu- ja alkupunnituksen erotus jaettiin kasvatusvuorokausilla. Apikaalimeristee-meissä leväyksilön kasvupisteiden loppusummasta vähennettiin alkusuma ja erotus jaettiin kasvatusvuorokausien lukumäärällä. Kiinteänä selittävänä tekijänä käytettiin invaasioluokkaa, eli vanha invaasio ja uusi invaasio (Taulukko 1). Kovariaatiksi otettiin kunkin kasvun vastemuuttujan alkumittaus, esim. painossa levän alkupaino. Satunnaistekijöinä oli paikka, genotyyppi, plotti ja genotyypin ja invaasioluokan yhdysvaikutus. Kummankin invaasioluokan sisällä oli 5 eri paikkaa, kussakin kymmenessä kasvatuspaikassa oli kolme rinnakkaista plottia ja kussakin 30:ssä kasvatusalustassa oli 25 genotyyppiä. Virhevaihtelun jakaumaa tutkittiin residuaalien jakauman visuaalisella tarkastelulla. Jakaumien havaittiin olevan normaaleja, joten analyysissä käytettiin normaalijakaumaan perustuvia tilastomalleja.

Perifytonin analyysissä vastemuuttujana tarkasteltiin perifytonin kuivapainoa suhteutettuna rakkohaurun kuivapainoon. Rakkohaurun kuivapaino laskettiin hauruysilön märkähainosta kertoimella 0,275. Muutoskaava saatiin Hemmin ja Jormalaisen (2002) aiemmasta tutkimuksesta. Kiinteänä selittävänä tekijänä oli invaasioluokka ja satunnaistekijöinä invaasioluokan sisäinen paikka ja paikan sisäinen plotti. Havaintomäärä oli pienempi kuin kasvumittauksissa, eli 129, eikä genotyyppiä voitu enää käyttää satunnaistekijänä. Virhevaihtelun jakaumana käytettiin normaalijakaumaa ja aineisto logaritmi-muunnettiin. Mallista saadut logaritmiset estimaatit muunnettiin takaisin alkuperäiselle mitta-asteikolle.

2.5 Tekoälyn käyttö

Tutkielmassa käytettiin tekoälyä aineistonhaun apuna sekä SAS-koodin virheiden etsinnässä. Käytetty tekoälytyökalu oli OpenAI ChatGPT (GPT-5.5).

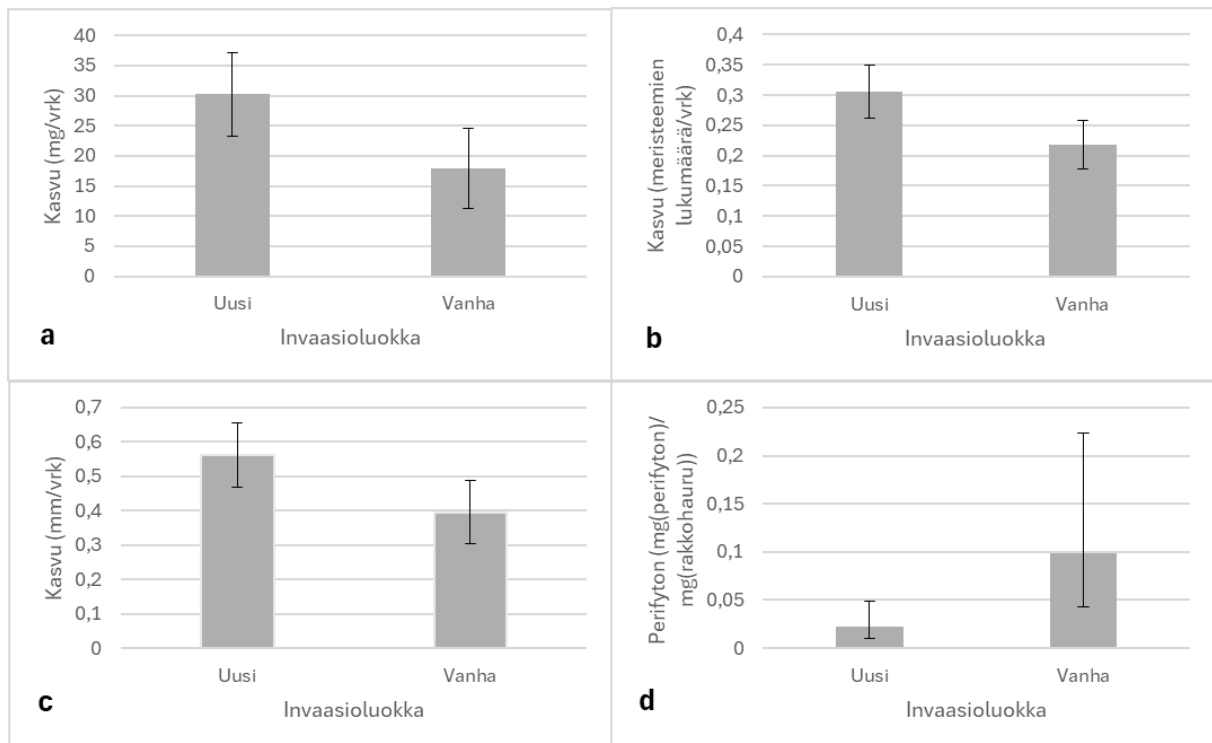
3 Tulokset

Rakkohaurujen painon kasvussa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero rapujen invaasioluokkien välillä $F_{1;9,1} = 8,8$, $p = 0,016$ (Taulukko 2). Rakkohaurun paino kasvoi 69 % enemmän paikoilla, joilla rapujen invaasioluokka oli uusi (Kuva 2 a).

Apikaalimeristeemien lukumäärän kasvussa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero rapujen invaasioluokkien välillä $F_{1;9,2} = 19,3$, $p = 0,0017$ (Taulukko 2). Rakkohaurun apikaalimeristeemien lukumäärä lisääntyi 41 % enemmän uuden invaasion alueella (Kuva 2 b).

Rakkohaurun pituuskasvussa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero rapujen invaasioluokkien välillä $F_{1;8,7} = 9,5$, $p = 0,014$ (Taulukko 2). Rakkohauru kasvoi 42 % pidemmäksi uuden invaasion alueella verrattuna vanhan invaasion alueeseen (Kuva 2 c).

Perifytonin määrässä havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero rapujen invaasioluokkien välillä $F_{1;8,0} = 9,2$, $p = 0,017$ (Taulukko 2). Vanhan invaasion alueella rakkohaurujen päällä oli 350 % enemmän perifytonia kuin uuden invaasion alueella (Kuva 2 d).



Kuva 2. Kasvumuuttujat sekä perifytonin määrä 95 %:n luottamusvälillä. a) Rakkohaurun painon kasvu per vuorokausi. b) Apikaalimeristeemien lukumäärän lisääntyminen per vuorokausi. c) Rakkohaurun pituuskasvu per vuorokausi. d) Perifytonin paino per rakkohaurun paino.

Taulukko 2. Kasvumuuttujien ja perifytonin tunnusluvut.

Kiinteät tekijät	Perifyton			Pituus			Paino			Kasvupisteet		
	F	df	p	F	df	p	F	df	p	F	df	p
Invaasioluokka	9,2	1;8,0	0,017	9,5	1;8,7	0,014	8,8	1;9,1	0,016	19,3	1;9,2	0,0017
Alkukoko	–	–	–	16,9	1;418	<0,0001	81,3	1;405	<0,0001	82,7	1;435	<0,0001
Satunnaistekijät	χ^2	df	p	χ^2	df	p	χ^2	df	p	χ^2	df	p
Paikka	10	1	0,0008	17,4	1	<0,0001	4,1	1	0,0219	0,4	1	0,26
Genotyyppi	–	–	–	18,5	1	<0,0001	5,8	1	0,0081	20,6	1	<0,0001
Plotti	13,9	1	<0,0001	10,3	1	0,0007	21,3	1	<0,0001	7,4	1	0,0033
Genotyyppi × invaasioluokka	–	–	–	12,6	1	0,0002	20	1	<0,0001	0,2	1	0,31

4 Pohdinta

4.1 Tulosten tarkastelu

Kaikkien kolmen kasvumuuttujan suhteen rakkohaurun kasvu oli huomattavasti parempaa luokan uusi invaasio alueella, eli ravuttomilla ja tuoreen invaasion paikoilla. Hypoteesi sai tukea: liejutaskuravuilla vaikuttaisi olevan kaskadivaikutusta rakkohaurujen kasvuun. Vaikutusmekanismi sai tukea perifytonin määrän tuloksista. Rakkohaurun päällä oli perifytonia enemmän vanhan invaasion alueella, missä se myös kasvoi huonommin.

Satunnaistekijöiden tunnuslukujen perusteella menetelmät vaikuttavat onnistuneilta. Taulukosta 2 nähdään, että satunnaistekijöillä oli lähes joka kohdassa tilastollisesti merkitsevä vaikutus. Pituuskasvussa, painonkasvussa ja perifytonin määrässä oli eroa invaasioluokkien sisäisten paikkojen välillä, eli paikat erosivat toisistaan. Vain apikaalimeristeemien lukumäärän suhteen invaasioluokan sisäiset paikat eivät eronneet toisistaan. Genotyyppillä oli vaikutusta kaikissa kolmessa kasvumuuttujassa, eli kokeeseen saatiin valittua geneettisiltä ominaisuuksiltaan toisistaan eroavia rakkohauruja. Kunkin paikan kolmella rinnakkaisella kasvatusalustalla, eli plotilla, oli kaikissa muuttujissa tilastollisesti hyvin merkitsevä ero. Tämä johtunee kasvatusalustojen sijoittamisesta hieman eri vedensyvyyksille. Rakkohaurujen alkukoon ottaminen kovariaatiksi oli erittäin tarpeellista, koska alkukoolla oli tilastollisesti erittäin merkitsevä vaikutus kasvuun kaikkien kolmen muuttujan kohdalla.

4.2 Invaasioluokat

Rapuansoista saatiin tulokset rapujen lukumäärän tarkkuudella, mutta tuloksia käytettiin vain luokittelevasti. Tämä johtui siitä, että rapuansojen pyytävyyteen vaikuttavia asioita ei tunneta. Ravut hakeutuvat ansoihin suojaan, joten pyynnin tehokkuuteen vaikuttanee sekä rapujen aktiivisuus, että suojan tarve pyyntiajanjaksolla ja -paikalla. Ansoihin hakeutumiseen saattaa vaikuttaa esimerkiksi pilvisyys, veden lämpötila, veden korkeus, tuuli ja virtaukset, petojen läsnäolo ja vuodenaika. Koska muutaman metrin välillä toisistaan olevissa ansoissa rapumäärät vaihtelivat suurimmillaan nollasta kymmeneen, lienee myös pohjan laadulla aivan ansan läheisyydessä vaikutusta rapujen suojan tarpeeseen ja sitä kautta ansoihin hakeutumiseen. Rapujen esiintyvyys saattaa muutenkin olla erittäin epätasaista muiden kenttätöiden empiiristen kokemusten pohjalta: vierekkäisten rakkohaurupuskien rapumäärä voi vaihdella parista yksilöstä useaan kymmeneen rapuun. Raputiheyden luotettavan mittauksen validointi voisi olla hyvä työkalu Saaristomeren litoraalitutkimuksessa, mutta se toki vaatisi huomattavan suunnittelu- ja koemittausponnistuksen.

4.3 Virhelähteiden tarkastelu ja kehitysehdotukset

Eri invaasioluokkien koepaikat eroavat rapuinvaasion lisäksi toisistaan myös alueellisesti (Kuva 1). Vanhan invaasion koepaikoista 4 on lähempänä rannikkoa välisaaristossa ja vain yksi ulkosaariston alueella. Uuden invaasion koepaikat ovat sen sijaan kaikki ulkosaaristossa. Lähempänä rannikkoa rehevöityminen on voimakkaampaa, mikä suosii epifyyttisten levien kasvua (Korpinen ym. 2007). Sisempänä valumavesien ja voimakkaamman rehevöitymisen takia vesi on myös sameampaa, mikä haittaa rakkohaurun kasvua (Kautsky & Kautsky 1986). Tarvittaisiin siis lisätutkimuksia, joissa ravinteisuus ja vedenkirkkaus huomioitaisiin yhdessä ravun vaikutusten kanssa.

Kokeessa mereen laskettiin 750 rakkohaurua, joista lähes 300 oli irronnut kasvatusalustasta kokeen aikana. Levien irtoaminen oli odotettua ja siksi kokeeseen varattiin niin suuri määrä rakkohauruja. Kiinnitys oli jokaisella hauruyskilöllä sama, mutta veden vastus, eli voima, joka saattaa irrottaa levän pyykkipojasta tai levän ja pyykkipojan kasvatusalustasta, on riippuvainen leväyksilön pinta-alasta. Levän kasvunopeus, ja sitä kautta seko-varren pinta-ala testiajan loppupuolella, saattoi vaikuttaa paljonkin irtoamisen

todennäköisyyteen. Tämän takia on mahdollista, että parhaiten kasvaneet leväyksilöt irtosivat kasvatusalustasta helpommin kuin huonommin kasvaneet. Levät kasvoivat paremmin uuden invaasion alueella ja siellä niitä myös irtosi kolme kertaa enemmän verrattuna vanhan invaasion paikkoihin: vanhan invaasion alueella irronneita oli 21 % ja uuden invaasion alueella 60 %. Tämän takia liejutaskuravun vaikutus rakkohaurun kasvuun saattaa hyvinkin olla vielä suurempaa, kuin mitä tässä tutkimuksessa havaittiin. Levien irtaamista voi pyrkiä tulevaisuudessa vähentämään sijoittamalla kasvatusalustat suojaisempiin paikkoihin tai lyhentämällä kasvatusaikaa syksyn puolelta, jolloin on tyypillisesti kovempi merenkäynti.

Pyykkipoikien tussikirjaukset olivat kuluneet meressä pois enemmän tai vähemmän. Valtaosa levistä saatiin kuitenkin yksilöityä poissulku-menetelmällä tai vertaamalla ennen ja jälkeen koetta otettuja valokuvia. Erityisesti valokuvista tarkastaminen osoittautui erittäin työlääksi tehtäväksi ja siihen kului aikaa satoja työtunteja. Tulevaisuudessa kenttätöissä kannattaa kiinnittää erityistä huomiota yksilömerkintöihin ja tunnistuksen tukena käytettäviin keinoihin, kuten valokuvaan. Esimerkiksi kiinnityssysteemin asettaminen levän viereen kuvatussa, olisi helpottanut todella paljon tunnistustyötä, koska pyykkipoikia oli erivärisiä ja myös pyykkipoikien yhteen liittämiseen käytetty naru ja solmu vaihtelivat. Myös tussimerkintöjen koodiston monipuolistaminen numeroiden ulkopuolelle voisi helpottaa tunnistustyötä. Resurssitehokkain tapa voisi olla tunnistemerkitöiden tulostaminen vesikäyttöön tarkoitettuun paperiin ja sen liittäminen kiinnityssysteemiin.

4.4 Rapuinvaaion seuraukset

Rakkohauru on taantunut Pohjoisella Itämerellä viime vuosikymmeninä erityisesti rehevöitymisen ja veden samentumisen seurauksena (Kautsky ym. 2019). Rakkohauru kärsii myös ilmastonmuutoksen mukanaan tuomasta lämpötilan noususta ja sadannan lisääntymisestä, mikä alentaa veden suolapitoisuutta pohjoisella Itämerellä (Takolander ym. 2017). Nämä abioottiset muutokset heikentävät rakkohaurun kilpailutilannetta nopeakasvuisten rihmalevien ja perifytonin suhteen (Kautsky ym. 2019). Lisäksi ilmastonmuutoksen aiheuttama meriveden lämpeneminen saattaa edistää rapujen leviämistä. Forströmin ym. (2018) mukaan rapujen toukkavaiheet leviävät ja kasvavat sitä tehokkaammin, mitä lämpimämpää merivesi on. Nyt kun liejutaskurapu heikentää vielä entisestään rakkohaurun kasvua, kilpailuetu siirtyy vielä voimakkaammin kohti nopeakasvuisia

epifyyttileviä. On siis odotettavissa, että rakkohaurun elinkyky pohjoisella Itämerellä heikkenee ja heikkeneminen uhkaa myös sen tuottamia ekosysteemipalveluita. Rakkohaurun taantuessa sen tarjoama elinympäristön kolmiulotteinen rakenteisuus vähenee, mikä on lähtökohtaisesti uhka kaikille rakkohauruyhteisön lajeille. Suurin vaikutus ravuilla on ollut leväsiirtojen kantoihin (Jormalainen ym. 2023). Itämeressä ei ole yhtäkään natiivia taskurapulajia ja tämän takia siirat ovat evolutiivisesti naiiveja liejutaskurapujen saalistukselle (Forsström ym. 2015). Nähtäväksi jää, pystyvätkö siirat sopeutumaan uudenlaiseen saalistajaan, ennen kuin ne kuolevat Saaristomereltä sukupuuttoon. Kun rakkohauru- ja herbivoripopulaatioiden taantuminen vähentää trofiatasojen välistä kanssakäymistä ja energian kulku ylemmille trofiatasoille heikkenee, saattaa se vaikuttaa myös ympäröivien elinalueiden diversiteettiin. Hiilitaseen kannalta kivikkolitoraali saattaa rakkohaurun taantuessa ja rihmalevien lisääntyessä muuttua hiilinielusta hiililähteeksi. Rakkohauru- ja herbivoripopulaatioiden taantuessa yhä suurempi määrä rihmalevästä jää syömättä ja se hajoaa kuollessaan paikalleen. Hajoava leväaines kuluttaa happea ja heikentää entisestään merenpohjan happitilannetta ja lisäksi päästää kasvihuonekaasuja ilmakehään (Melzner ym. 2013). Näiden riskien valossa liejutaskurapu tulisi määritellä haitalliseksi vieraslajiksi.

Lähteet

- Anton, A., Geraldi, N. R., Lovelock, C. E., Apostolaki, E. T., Bennett, S., Cebrian, J., Krause-Jensen, D., Marbà, N., Martinetto, P., Pandolfi, J. M., Santana-Garcon, J., & Duarte, C. M. (2019). Global ecological impacts of marine exotic species. *Nature ecology & evolution*, 3(5), 787–800. 10.1038/s41559-019-0851-0
- Brian, J.I. & Catford, J.A. (2023) A mechanistic framework of enemy release. *Ecology Letters*, 26, 2147–2166. 10.1111/ele.14329
- Bonsdorff, Erik & Blomqvist, Ea. (1993). Biotic coupling on shallow water soft bottoms – examples from the Northern Baltic Sea. *Oceanography and marine biology: an annual review*. Vol. 31. 31.
- Engkvist, Roland & Malm, Torleif & Tobiasson, Stefan. (2000). Density dependent grazing effects of the isopod *Idotea baltica* Pallas on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology*. 34. 253-260. 10.1023/A:1009919526259.
- Eriksson, B. K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg, S., & Snickars, M. (2009). Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications*, 19(8), 1975-1988. 10.1890/08-0964.1
- Estes, JA & Tinker, Martin & Williams, Terrie & Doak, D.. (1998). Estes JA, Tinker MT, Williams TM, and Doak DF. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science*. *Science* (New York, N.Y.). 282. 473-6. 10.1126/science.282.5388.473.
- Faria, L., Cuthbert, R. N., Dickey, J. W. E., Jeschke, J. M., Ricciardi, A., Dick, J. T. A., & Vitule, J. R. S. (2025). Non-native species have higher consumption rates than their native counterparts. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 100(3), 1163–1180. 10.1111/brv.13179
- Forsström T, Fowler AE, Manninen I, Vesakoski O. (2015). An introduced species meets the local fauna: predatory behavior of the crab *Rhithropanopeus harrisii* in the Northern Baltic Sea. *Biological Invasions* 17(9): 2729–2741. 10.1007/s10530-015-0909-0

- Forsström T, Vesakoski O, Riipinen K, Fowler AE. (2018). Post-invasion demography and persistence of a novel functional species in an estuarine system. *Biological Invasions* 20(11): 3331–3345. 10.1007/s10530-018-1777-1
- Fowler, Amy & Forsström, Tiia & von Numers, Mikael & Vesakoski, Outi. (2013). The North American mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: Distribution and ecology. *Aquatic Invasions*. 8. 89-96. 10.3391/ai.2013.8.1.10.
- Honkanen, Tuija & Jormalainen, Veijo. (2005). Genotypic variation in tolerance and resistance to fouling in the brown alga *Fucus vesiculosus*. *Oecologia*. 144. 196-205. 10.1007/s00442-005-0053-0.
- Jormalainen, Veijo & Gagnon, Karine & Sjöroos, Joakim & Rothäusler, Eva. (2016). The invasive mud crab enforces a major shift in a rocky littoral invertebrate community of the Baltic Sea. *Biological Invasions*. 18. 1409-1419. 10.1007/s10530-016-1090-9.
- Jormalainen, Veijo & Kiiskinen, Essi & Hauhia, Veera & Merilaita, Sami. (2023). Functionally novel invasive predator eradicates herbivores of a littoral community. *Aquatic Invasions*. 18. 313-329. 10.3391/ai.2023.18.3.103350.
- Kahma, T.I., Norkko, A. & Rodil, I.F. (2023). Macrofauna community dynamics and food webs in the canopy-forming macroalgae and the associated detrital subsidies. *Estuaries and Coasts* 46, 1345–1362. 10.1007/s12237-023-01196-9
- Karhilahti, A. (2010). Taskurapu tarttui pyydykseen. *Suomen Luonto*, 4, 12–13.
- Kaskela, Anu & Kotilainen, A.T. & Al-Hamdani, Ziad & Leth, J. & Reker, Johnny. (2012). Seabed geomorphic features in a glaciated shelf of the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 100. 150–161. 10.1016/j.ecss.2012.01.008.
- Kautsky, Hans & Kautsky, Lena & Kautsky, Nils & Kautsky, Ulrik & Lindblad, Cecilia. (1992). Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeographica Suecica*. 78.
- Kautsky, Lena & Qvarfordt, Susanne & Schagerström, Ellen. (2019). *Fucus vesiculosus* adapted to a life in the Baltic Sea: Impacts on recruitment, growth, re-establishment and restoration. *Botanica Marina*. 62. 17-30. 10.1515/bot-2018-0026.

Kautsky, Nils & Kautsky, Hans & Kautsky, Ulrik & Waern, M.. (1986). Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940s indicates eutrophication of the Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series. 28. 10.3354/meps028001.

Kawamata, S., and S. Taino. (2021). Trophic cascade in a marine protected area with artificial reefs: spiny lobster predation mitigates urchin barrens. Ecological Applications 31(6): e02364. 10.1002/eap.2364

Korpinen, Samuli & Honkanen, Tuija & Vesakoski, Outi & Hemmi, Anne & Koivikko, Riitta & Loonen, Jyrki & Jormalainen, Veijo. (2007). Macroalgal communities face the challenge of changing biotic interactions: Review with focus on the Baltic Sea. Ambio. 36. 203-11. 10.1579/0044-7447(2007)36[203:MCFTCO]2.0.CO;2.

Krause-Jensen, D. & Duarte, C.M. (2016) Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. Nature Geoscience, 9(10), pp. 737–742. 10.1038/ngeo2790.

laji.fi/observation/map?target=MX.53034, viitattu 5.6.2026

Malm, Torleif & Engkvist, Roland & Kautsky, Lena. (1999). Grazing effects of two freshwater snails on juvenile *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. Marine Ecology-progress Series. 188. 63-71. 10.3354/meps188063.

Matassa CM, Ewanchuk PJ, Trussell GC. (2018). Cascading effects of a top predator on intraspecific competition at intermediate and basal trophic levels. Functional Ecology 32, 2241–2252. 10.1111/1365-2435.13131

Melzner, F., Thomsen, J., Koeve, W. et al. (2013). Future ocean acidification will be amplified by hypoxia in coastal habitats. Marine Biology 160, 1875–1888. 10.1007/s00227-012-1954-1

Outinen, Okko & Forsström, Tiia & Yli-Rosti, Juho & Vesakoski, Outi & Lehtiniemi, Maiju. (2019). Monitoring of sessile and mobile epifauna – Considerations for non-indigenous species. Marine Pollution Bulletin. 141. 332-342. 10.1016/j.marpolbul.2019.02.055.

Paavola, M., Olenin, S. & Leppäkoski, E. (2005) Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 64(4), pp. 738–750. 10.1016/j.ecss.2005.03.021.

Paolucci, Esteban & MacIsaac, Hugh & Ricciardi, Anthony. (2013). Origin matters: Alien consumers inflict greater damage on prey populations than do native consumers. *Diversity and Distributions*. 19. n/a-n/a. 10.1111/ddi.12073.

Rinne, H., Blanc, J.-F., Salo, T., Nordström, M.C., Salmela, N. & Salovius-Laurén, S. (2022) Variation in *Fucus vesiculosus* associated fauna along a eutrophication gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 275, 107976. 10.1016/j.ecss.2022.107976

Roche, D.G. & Torchin, M.E. (2007) Established population of the North American Harris mud crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in the Panama Canal. *Aquatic Invasions*, 2(3), pp. 155–161. 10.3391/ai.2007.2.3.1

Takolander, Antti & Leskinen, Elina & Cabeza, Mar. (2017). Synergistic effects of extreme temperature and low salinity on foundational macroalga *Fucus vesiculosus* in the northern Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 495. 110-118. 10.1016/j.jembe.2017.07.001.

Turunen, S. (2015). Valloittavat lajit. Into

Rikkinen, J. (1999). Leviä, sienii ja leväsieniä. Yliopistopaino

Rinne, H., Blanc, J.-F., Salo, T., Nordström, M.C., Salmela, N. & Salovius-Laurén, S. (2022) Variation in *Fucus vesiculosus* associated fauna along a eutrophication gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 275, 107976. 10.1016/j.ecss.2022.107976

Sih, A., Bolnick, D.I., Luttbeg, B., Orrock, J.L., Peacor, S.D., Pintor, L.M., Preisser, E., Rehage, J.S. & Vonesh, J.R. (2010). Predator–prey naïveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos*, 119, 610–621. 10.1111/j.1600-0706.2009.18039.x

Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. L. (2008). *Essentials of ecology* (3rd ed.). Blackwell Publishing. 10.1017/S001447970800714X

Viitasalo, M., Kostamo, K., Hallanaro, E.-L., Viljanmaa, W., Kiviluoto, S., Ekebom, J., & Blankett, P. (toim.). (2017). *Meren aarteet – löytöretki Suomen vedenalaisen meriluontoon*. Gaudeamus.

Wahl, Martin. (1989). Marine Epibiosis.1. Fouling and antifouling - some basic aspects. *Marine Ecology Progress Series*. 58. 175-189. 10.3354/meps058175.

Wikström, S.A. & Kautsky, L. (2007). Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 72, 168–176. 10.1016/j.ecss.2006.10.009

Worm, Boris & Lotze, Heike & Boström, Christoffer & Engkvist, Roland & Labanauskas, V & Sommer, Ulrich. (1999). Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. Marine Ecology-progress Series. 185. 309-314. 10.3354/meps185309.

laji.fi/observation/map?target=MX.53034, viitattu 5.6.2026

Hemmi, A., and V. Jormalainen. 2002. Nutrient enhancement increases performance of a marine herbivore via quality of its food alga. Ecology 83:1052–1064. 10.1890/0012-9658(2002)083[1052:NEIPOA]2.0.CO;2

Yhdistyneet kansakunnat. (1992). Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro.

IPBES, 2023. Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control. Bonn, Germany: IPBES Secretariat. 10.5281/zenodo.7430682