

Sveučilište u Zagrebu
Prirodoslovno-matematički fakultet
Biološki odsjek

Barbara Čolić

**Struktura zajednice riba infralitorala u zaštićenom području
Lastovskog otočja i otoka Mljeta**

Diplomski rad

Zagreb, 2018.

Ovaj rad, izrađen u Laboratoriju za biološku oceanografiju na Botaničkom zavodu Prirodoslovno-matematičkog fakulteta Sveučilišta u Zagrebu, pod vodstvom izv. prof. dr. sc. Zrinke Ljubešić, predan je na ocjenu Biološkom odsjeku Prirodoslovno-matematičkom fakulteta Sveučilišta u Zagreb radi stjecanja zvanja magistra Ekologije i zaštite prirode.

Zahvale

Velika hvala mentorici Zrinki Ljubešić na pomoći, pruženim savjetima, strpljenju i trudu pri izradi ovog diplomskog rada. Riječi ohrabrenja i motivacije uvijek su došle u najpotrebnijim trenucima, kao poticaj i vjetar u leđa, i na njima od srca hvala.

Najljepša hvala Hrvoju Čižmeku, mom „mentoru“ iz sjene. Tvoja uvijek prisutna podrška i pomoć, savjeti i sugestije, strpljenje i razumijevanje, pohvale i ohrabrenja bili su ono što me uvijek tjerovalo naprijed. Vjerovao si u mene kada ni ja sama nisam. Pružio si mi priliku biti dio nečega što sam uvijek maštala, raditi „posao“ iz snova i naći svoje mjesto „pod morem“ i na tome ću ti biti vječno zahvalna. Ali, to je tek početak...

p.s. hvala na kartama :)

Puno hvala i izv. prof. Petru Kružiću na pruženim savjetima i podršci tijekom cijelog studiranja, a posebno pri izradi ovog diplomskog rada.

Ivek, Marinika i Poola, sve ove godine, u svako doba dana, ali i noći, bile ste tu za mene, nasmijavale me, tješile i inspirirale. Hvala vam!

Hvala svim mojim prijateljima – petrinjskim „biserima“, biološkim „bećarcima“, ferovcima i BIUS-ovcima! Svaka kava, fešta, teren bile su nepresušan izvor smijeha i veselja uz koje je sve bilo lakše i zabavnije.

Velika hvala mom Beri! I u moru svojih problema i obaveza uvijek si se trudio biti mi oslonac! Hvala na svim ovim godinama i znaš da su se moji živci uvijek sporije trošili kraj tebe!

Hvala mom mirisnom crnom klupku ljubavi! Beki, moja četveronožna najbolja prijateljica!

Najveća hvala mojoj obitelji! Mama, tata, hvala što ste mi od malih nogu učili da budem svoja, idem za onim što volim i želim, da budem hrabra i ne odustajem!

Mona, znaš da nije bilo tebe ne bih upisala ovaj faks, ne bih napravila brdo toga da nije bilo tvoje potpore, a na kraju, sigurno ne bih bila tu gdje jesam sad.

Ovaj rad posvećujem tebi!

Sveučilište u Zagrebu

Prirodoslovno-matematički fakultet

Biološki odsjek

Diplomski rad

Struktura zajednice riba infralitorala u zaštićenom području
Lastovskog otočja i otoka Mljeta

Barbara Čolić

Rooseveltov trg 6, 1000 Zagreb, Hrvatska

Analizirana je struktura nekto-bentičke zajednice riba i njen odnos sa staništem u infralitoralu zaštićenog područja Lastovskog otočja i otoka Mljeta, što je prvo istraživanje takvog tipa na tom području. Vizualnom aproksimacijom bilježen je tip i kompleksnost staništa. Parametri zajednice riba prikupljeni su metodom vizualnog cenzusa na 168 transekata na 31 postaji, te na sedam tipova staništa. Staništa su u obradi podataka sažeta u četiri osnovna tipa: (i) staništa zajednice infralitoralnih algi, (ii) staništa zajednice infralitoralnih algi s manjim naseljima posidonije, (iii) staništa podjednagog omjera algi i posidonije i (iv) staništa naselja posidonije s manjim dijelovima zajednice infralitoralnih algi. Utvrđena je povezanost tipa staništa sa strukturom zajednice riba. Broj vrsta, brojnost i biomasa najviši su u staništima zajednice infralitoralnih algi s manjim naseljima posidonije, a najmanji na staništima većinski prekrivena posidonijom. Nije dokazan utjecaj kompleksnosti staništa na strukturu zajednice. Ovo istraživanje pruža osnovu za buduće procjene učinkovitosti zona potpune zabrane ribolova, koje su planirane u istraživanim morskim zaštićenim područjima. Procjene će biti moguće jer je odabir kontrolnih postaja dobar za većinu postaja unutar NP Mljet koji će biti unutar zona potpune zabrane ribolova. Većina kontrolnih postaja odgovara staništem i strukturom zajednice riba postajama u budućim zonama zaštite.

(94 stranica, 30 slika, 15 tablica, 188 literaturnih navoda, jezik izvornika: hrvatski)

Rad je pohranjen u Središnjoj biološkoj knjižnici

Ključne riječi: vizualni cenzus, ihtiofauna, zone zabrane ribolova, morska zaštićena područja

Voditelj: izv. prof. dr. sc. Zrinka Ljubešić

Ocjenitelji: izv. prof. dr. sc. Zrinka Ljubešić

doc. dr. sc. Anamaria Štambuk

doc. dr. sc. Sofia Ana Blažević

Rad prihvaćen: 14.2.2018.

BASIC DOCUMENTATION CARD

University of Zagreb

Faculty of Science

Division of Biology

Graduation Thesis

The structure of the infralittoral fish community in the protected area of the Lastovo and Mljet islands

Barbara Čolić

Rooseveltova trg 6, 1000 Zagreb, Croatia

The structure of the necto-benthic fish community and its relationship with habitat features was investigated for the first time by visual census in the protected area of the Lastovo Islands and the island of Mljet. Habitat type and rugosity were recorded by visual approximation. Fish assemblage data were collected by the method of underwater visual census on seven habitat types, which were summarized into four basic habitats for data analysis: (i) infralittoral algae communities, (ii) infralittoral algae with posidonia patches, (iii) half ratio of algae and posidonia and (iv) posidonia meadows with infralittoral algae patches. The structure of the necto-benthic fish community corresponded to a certain level to the habitat type. The highest species richness, abundance and biomass was recorded at the habitats of the infralittoral algae community with patches of posidonia, at the same time the smallest was recorded in the posidonia meadows. Influence of the habitat rugosity was not proven to affect the structure of the fish community. This study provides a basis for assessing the effectiveness of the „no-take“ zones planned in the investigated marine protected areas. Assessments of effectiveness will be possible because the selection of control stations has been positively evaluated for most stations within NP Mljet planned for the "no-take" zone. Most control stations were similar in habitat and current qualitative and quantitative fish structure as stations in future „no-take“ zones.

(94 pages, 30 figures, 15 tables, 188 references, original in: Croatian)

Thesis deposited in the Central Biological Library

Key words: visual census, ichthyofauna, „no-take“ zones, marine protected areas

Supervisor: dr. sc. Zrinka Ljubešić, Assoc. Prof.

Reviewers: dr. sc. Zrinka Ljubešić, Assoc. Prof.

dr. sc. Anamaria Štambuk, Asst. Prof.

dr. sc. Sofia Ana Blažević, Asst. Prof.

Thesis accepted: 14.2.2018.

Sadržaj

1. Uvod	1
1.1 Jadransko more	2
1.2 Jadranska ihtiofauna	3
1.3 Utjecaj staništa na zajednicu riba	4
1.4 Morska staništa	5
1.4.1 Naselja posidonije	5
1.4.2 Infralitoralne alge	6
1.5 Morska zaštićena područja	8
1.5.1 Podvodni vizualni cenzus u morskim zaštićenim područjima	10
1.6 Problematika i pretpostavke	12
1.7 Cilj istraživanja.....	13
2. Područje istraživanja.....	14
2.1 Park prirode Lastovsko otočje	14
2.2 Nacionalni park Mljet.....	16
3. Materijali i metode.....	19
3.1 Prikupljanje podataka	19
3.1.1 Podvodni vizualni cenzus.....	20
3.1.2 Vizualna procjena tipa staništa i razine kompleksnosti	25
3.1.3 Funkcionalne trofičke grupe	27
3.1.4 Linearna regresija totalnih duljina riba u biomasu.....	28
3.2 Obrada podataka, slika i izrada grafičkih prikaza	29
3.2.1 Statistička obrada podataka.....	29
3.2.2 Veličinska struktura	32
3.2.3 Pogodnost odabira kontrolnih točaka za zone potpune zabrane ribolova.....	32
4. Rezultati.....	33
4.1 Struktura nekto-bentičke zajednice riba s obzirom na tip staništa	37

4.1.1 Raspodjela prosječnog bogatstva vrsta, brojnosti i biomase nekto-bentičkih riba među tipovima staništa.....	37
4.1.2 Raspodjela kvalitativne i kvantitativne strukture nekto-bentičke zajednice riba među tipovima staništa.....	41
4.2 Struktura nekto-bentičke zajednice riba s obzirom na razinu kompleksnosti staništa .	44
4.3 Struktura nekto-bentičke zajednice riba u morskim zaštićenim područjima Lastovskog otočje i otoka Mljeta	45
4.3.1 Trofička struktura.....	45
4.3.2 Veličinska struktura interesnih vrsta.....	46
4.3.3 Struktura zajednice nekto-bentičkih riba u Parku prirode Lastovsko otočje	48
4.3.4 Struktura zajednice nekto-bentičkih riba u Nacionalnom parku Mljet.....	51
5. Rasprava	63
6. Zaključak	78
7. Literatura	79
Životopis.....	94

1. Uvod

U Mediteranu, ali i šire, zajednice riba pokazuju značajne razlike u strukturi na različitim staništima infralitorala (La Mesa i sur. 2011). Razlike su tolike da se neke vrste ili određeni njihovi razvojni stadiji pojavljuju samo na specifičnom staništu, primjerice u naseljima morske cvjetnice posidonije (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) te zajednici infralitoralnih alga (Guidetti 2000). Sastav i tip staništa, vegetacijski pokrov i topografska raznolikost staništa jedni su od glavnih čimbenika koji utječu na sastav, strukturu i dinamiku populacija riba (Guidetti i sur. 2004). Strukturalno složenija staništa osiguravaju veće izvore hrane i pružaju potencijalna mjesta za sklonište, kako juvenilnih, tako i odraslih jedinki. Posljedično su takva staništa bogatija u broju vrsta i jedinki (García-Charton i sur. 2001).

Usljed visokog ribolovnog pritiska posljednjih desetljeća došlo je do drastičnog smanjenja ribljeg fonda diljem svijeta. Posljedica toga je i povećana potreba za uspostavljanjem morskih zaštićenih područja u svrhu očuvanja zajednica riba i boljeg upravljanja ribarstvom (Guidetti i sur. 2014). Sve to potaknulo je razvoj ne-destruktivnih metoda u svrhu praćenja stanja bioraznolikosti i procjene učinkovitosti zaštićenih područja (Mallet i Pelletier 2014). Ekološke dobiti od potpuno zaštićenih područja (zona potpune zabrane ribolova, engl. “no-take” zone) višestruke su, i u Mediteranu dobro ispitane (Giakoumi i sur. 2017). Ekološke dobiti uključuju porast u veličini organizama, njihovoj gustoći i biomasi ribolovnih vrsta. Potpuna zaštita nekog područja može bitno utjecati na cjelokupni sastav i raznolikost svih organizama koji živi na tom području, na trofički stupanj područja, a posebice na zajednicu nekto-bentičkih riba (Selig i Bruno 2010, Guidetti i Sala 2007). Takve rezultate možemo promatrati unutar i izvan zone zabrane ribolova kada se događa efekt prelijevanja u kojem odrasle jedinke napuštaju zaštićene zone te obogaćuju i obnavljaju riblji fond izvan zaštićenog područja (Ashworth i Ormond 2005).

Utvrđivanje povoljnih staništa i lokacija, za zajednicu nekto-bentičkih riba, koje su često gospodarski važne, u zaštićenim područjima, jedan je od preduvjeta uspješnog praćenja učinkovitost zona potpune zaštite.

1.1 Jadransko more

Jadransko more dio je Sredozemnog mora te zauzima 4,6% njegove površine i njegov je najsjeverniji dio. Od ostatka Sredozemlja, točnije Jonskog mora, odvojeno je uskim prolazom, Otrantskim vratima koja su u najužem dijelu širine 70 km. Dno prolaza nazivamo Otrantskim pragom jer s najdubljom točkom od 789 m je plići od Jadrana na sjeveru i Jonskog mora na jugu. Gotovo 74% Jadrana pliće je od 200 metara no tu se poglavito misli na njegov sjeverni dio. Jadran, zbog svojih fizikalno-kemijskih i geomorfoloških svojstava, podijeljen je na sjeverni, srednji i južni dio (Buljan i Zore-Armanda 1976). Granicu između sjevernog i srednjeg Jadrana čini Jabučka kotlina, dok srednji i južni Jadran razdvaja Palagruški prag. U južnom Jadranu, točnije Južnojadranskoj kotlini izmjerena je najveća dubina od 1288 m.

Južnojadranska kotlina volumenom zauzima najveći dio Jadrana te gotovo petinu površine. Služi kao prirodni rezervat hranjivih tvari koje dolaze sa sjevera (utjecaj rijeke Po) te se obogaćuje strujama iz Jonskog mora i albanskih rijeka (Artegiani i sur. 1997). Zimsko vertikalno miješanje stupca omogućava bogaćenje površinskog sloja hranjivim tvarima. Slično se događa na području Palagruškog praga, koji se nalazi na sjeverozapadnom rubu Južnojadranske kotline, gdje uslijed uzdizanja vodenih masa (engl. *upwelling*) i miješanja vodenih tijela različitog podrijetla, se očekuje povećana produkcija i posljedično povećano bogatstvo ribom (Zore-Armanda 1984., Leder i sur. 1996., Alemany i sur. 2013). Još jedan fenomen koji može imati sličan učinak na povećanu produkciju i bogatstvo ribom je fenomen „valova vezanih uz otok“ (engl. *Island Trapped Waves*, ITW). ITW je fenomen uzorkovan Zemljinom rotacijom, kada dolazi do zarobljavanja valova uz otok, što uzrokuje vertikalno miješanje vodenog stupca i obogaćivanje površinskog sloja hranjivim tvarima. Taj fenomen je donedavno bio poznat samo oko otoka dubljih oceana (Smith i sur. 2017), dok je plićem stratificiranom moru poput Jadrana nedavno primijećen oko otoka Lastovo (Mihanović i sur. 2009, 2014), te njegov utjecaj na faunu, poglavito na bogatstvo ribom još nije ispitivan.

Opće fizikalno kemijske značajke Jadranskog mora svrstavaju ga u umjereno topla mora višeg saliniteta. Minimalna temperatura u dubljim dijelovima Jadrana ne spušta se ispod 10°C, dok je površinski temperaturni raspon velik, od 3 do 29°C. Prosječni salinitet od 38,8 bliži je vrijednostima istočnog Mediterana (39) nego zapadnog (38). Salinitet pada idući od juga prema sjeveru zbog mnogo većeg dotoka slatke vode rijekama u njegov sjeverni dio. Južni Jadran karakterizira velika prozirnost i dubina, nizak sadržaj hranjivih tvari i niska produktivnost (Jardas i sur. 2008).

1.2 Jadranska ihtiofauna

U Jadranskom moru za sada poznajemo oko 440 vrsta riba, što čini oko 65% vrsta riba zabilježenih u Sredozemnom moru (Jardas i sur. 2008). Priobalni dio Jadranskog mora (hrvatska i talijanska obala) dobro je istražen, te možemo govoriti o malom broju novoopisanih priobalnih vrsta na recentnim popisima, osim kada govorimo o iznimkama poput razdvajanja već poznatih kongeričnih vrsta (Kovačić i Šanda 2016) ili priljevu crvenomorskih (lesepsijskih) ili atlantskih migranata (Dulčić i sur. 2011). Najveća nepoznanica ihtiologije Jadrana su dubokomorske vrste koje naseljavaju područja južnojadranskog bazena (Lipej i Dulčić 2010). Promatrajući prostor koji zauzima i broj vrsta koje se u njemu pronalazi, Jadran je bogato more, no zbog niske gustoće populacija i prilika za eksploataciju ono se smatra siromašnim morem (Jardas 1996), premda istraživanja zaliha ribljeg fonda ovog desetljeća pokazuju lagani rast i potencijalan oporavak (Stagličić i sur. 2011).

Raznolikost vrsta riba u Jadranu raste od sjevernog prema južnom u kojem su utvrđene zajednice s najvećim brojem vrsta. Jedan od uzroka visoke bioraznolikosti su oceanografske i geografske osobine ovog područja. Istočna mediteranska voda ulazeći uz istočnu jadransku obalu pridonosi ulazu novih vrsta iz Mediterana u Jadran te širenju areala jadranskih vrsta prema srednjem i sjevernom Jadranu. (Dulčić i sur. 2005, Viličić 2014).

Većina vrsta prisutnih u Jadranu su biogeografski određene atlantsko-mediteranskom regijom (više od 65%) ili su vrste specifične samo za Mediteran (20%). Ostatak su kozmopolitske vrste ili vrste općenito šireg areala. U njih ubrajamo 24 alohtone vrste, od kojih je 13 lesepsijski migranata (Dulčić i Dragičević 2011). Vrste iz široke skupine riba mediteransko-atlantskih obilježja dijele se na nekoliko podskupina ovisno o karakterističnim vrstama. Gotovo 40% vrsta pripada atlantsko-borealnoj podskupini vrsta. Geografski Jadran pripada istočnom Mediteranu, ali veću sličnost u sastavu vrsta dijeli sa zapadnim Mediteranom (Dulčić i sur. 2005).

1.3 Utjecaj staništa na zajednicu riba

Prostorne i vremenske promjene na zajednice riba utjecajne su biološkim faktorima i okolišnim. Odnos plijen-predator (Heinlein i sur. 2010), kompeticija među vrstama (Bonin i sur. 2009), stopa novačenja (Booth i Brosnan 1995) ili rasprostiranja ličinka (Leis i McCormick 2002) samo su neki od bioloških faktora koji direktno utječu na strukturu zajednica i populacija. Jednako kompleksno je promatrati utjecaj okoliša – od fizičko-kemijskih svojstava vodenog stupca i dna (svjetlost, dostupnost hranjivih tvari, pedologija,...) do karakteristika staništa. Promatra li se sastav zajednica riba na velikoj prostornoj skali on je primarno definiran kretanjem struja i vodenih masa (tj. oceanografskim čimbenicima), s naglaskom na juvenilne jedinke i riblju mlad (Alvarez i sur. 2015). Na manjoj prostornoj skali, pogotovo kada se promatra zajednica nekto-bentičkih riba, sastav i struktura većinski je određena staništem.

Glavni čimbenici staništa koji određuju strukturu zajednice riba su dubina (García-Charton i Pérez -Ruzafa 1998, Serna Rodriguez i sur. 2016), tip dna, pokrov i kompleksnost. Distribucija i struktura zajednice nekto-bentičkih riba uvelike je vezana za strukturu staništa, prvenstveno uz sastav pokrova i kompleksnost staništa (Luckhurst i Luckhurst, 1978, Giakoumi i Kokkoris 2013, Sanchez-Caballero i sur. 2016). Potvrđeno je to u tropskim morima na kompleksnim staništima koraljnih grebena (Roberts i Ormond 1987, Holbrook i sur. 2000, McClanahan i Arthur 2001) no i u umjereno toplim morima, poput Mediterana, na infralitoralnim zajednicama (Guidetti 2000, García-Charton i Pérez -Ruzafa 2001, Thiriet i sur. 2016). Često uspoređivana su tri najčešća staništa u infralitoralju Mediterana: pješćana staništa, naselja morskih cvjetnica i zajednice infralitoralnih alga (Guidetti 2000, La Mesa i sur. 2013) te rjeđe kombinacije tih staništa (Giakoumi i Kokkoris 2013). U svim dosad navedenim istraživanjima zajednica riba u Mediteranu, bogatija i raznovrsnija pokazala su se staništa morskih cvjetnica, posebno naselja posidonije, te staništa zajednice infralitoralnih alga. U Jadranskom moru najpogodniji supstrat za razvoj bentoske vegetacije je vapnenačko hridinasto dno koje može imati kompaktnu ili reljefno vrlo strukturiranu površinu različitog nagiba (staništa visoke kompleksnosti) (Ercegović 1964) koja podržavaju veći broj vrsta (Harmelin 1987, Macpherson 1994, Reñones i sur. 1997, García-Charton i Pérez-Ruzafa 1998, 2001, García-Charton i sur. 2004) a potencijalno i veću biomasu važnih ribolovnih vrsta (Ruitton i sur. 2000, Friedlander i sur. 2003).

1.4 Morska staništa

Istočna obala Jadrana je zbog burne geološke prošlosti i većinski vapnenačke građe vrlo raznolika te se zbog svoje jedinstvenosti naziva još dalmatinskim tipom obale. Raznolikost morskih staništa također je posljedica toga. Najraznolikiji i najistraživaniji je pojas litorala – zona od površine mora do 200 metara dubine. Dijeli se u četiri zone: zonu prskanja valova (supralitoral), zona izmjene plime i oseke (mediolitoral), pojas fotofilnih alga i morskih cvjetnica (infralitoral) te se nakon njega nastavlja zona do najveće dubine rasprostiranja scijafilnih alga (cirkalitoral).

1.4.1 Naselja posidonije

Stanište naselja morske cvjetnice posidonije (*Posidonia oceanica*), mediteranskog endema, su izuzetno važna u cijelom Mediteranu (Slika 1.). Posidonija raste u čistom i bistrom moru, te uslijed veće prozirnosti, njena naselja možemo naći na dubinama do 40 m. Podloga na kojoj raste su poglavito krupni pijesci, s nešto mulja te nekada na kamenitim podlogama (Bakran – Petricioli 2011).

Značaj naselja ove vrste je višestruk: velika produkcija kisika (14 L/m² na dan) (Alcoverro i sur. 1998) i organske tvari (Vizzini 2009), uloga graditelja staništa, učvršćivanje dna i zaštita obale od erozije (Boudouresque i sur. 2012, Pergent i sur. 2012) te sklonište, mrijestilište i hranilište za mnoge vrste riba (uključujući ribolovne vrste) (Guidetti i sur. 1998). Vrste specifične za naselja posidonije su vrste riba iz porodice Sparidae (poput špara - *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758) ili salpe - *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758)), Serranidae (poput pirke – *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758)), Labridae (poput kneza – *Coris julis* (Linnaeus, 1758)) i Scorpaenidae (poput škarpine – *Scorpaena scrofa* Linnaeus, 1758 i škrpuna – *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758). Rijetke su životinja koje se hrane njenim listovima, a neke od njih su salpa (*Sarpa salpa*) (Verlaque 1990), zelena želva (*Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758)) (Green i Short 2003) i hridinski ježinac (*Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)) (Verlaque 1987).

Otpornost zdravih naselja je visoka, dobro podnose jaku izloženost valovima i promjene temperature te invazivne vrste. Posidonija je osjetljiva na smanjeni salinitet i visoku stopu sedimentacije te zamućenost (Pergent i sur. 2012). Ljudske aktivnosti koje joj najviše štete su koćarenje, marikultura i sidrenje. Naselja posidonije smatraju se prioritetnim staništima prema legislativi Europske unije (Prilog 1. Direktive o staništima). Također je kao vrsta zaštićena Bernskom i Barcelonskom konvencijom kao i mnogim nacionalnim legislativama, uključujući Hrvatsku (NN 144/2013).



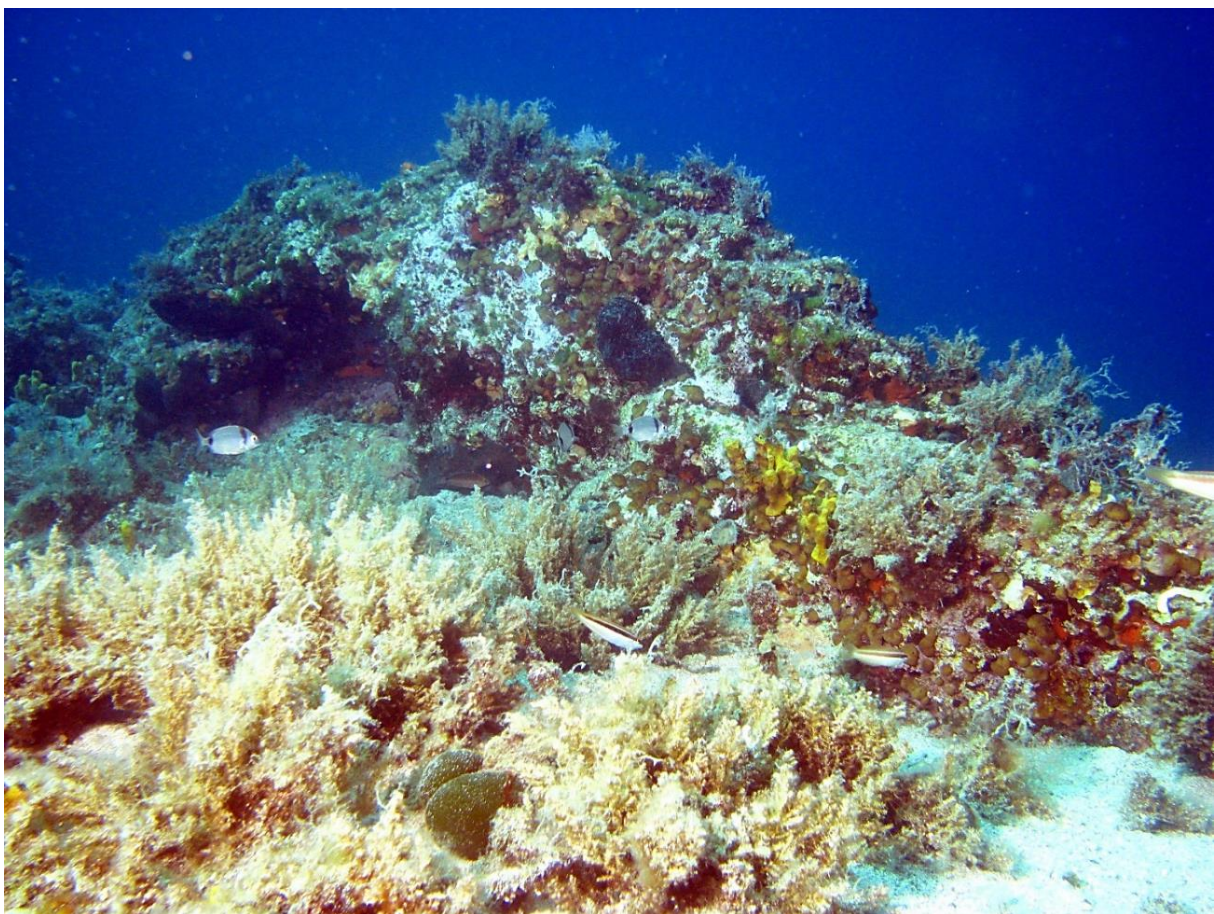
Slika 1. Naselje morske cvjetnice posidonije (fotografija: Hrvoje Čižmek)

1.4.2 Infralitoralne alge

Zajednica infralitoralnih alga razvija se u čistom i bistrom moru, a raspon dubine na kojoj raste ovisi o količini raspoložive svjetlosti, te se u područjima veće prozirnosti može naći na dubinama do 40 metara. Zajednicu karakterizira izrazita sezonalnost. U proljeće alge dostižu maksimum rasta i biomase, dok je ljeto nepovoljno razdoblje za njihov rast i širenje. Značajne su kao primarni producenti te kao izvor organske tvari, neposredno za organizme koji se hrane algama (pr. ježinci, herbivorne ribe, ...) ili posredno u obliku organske tvari koju su alge proizvele te kao sklonište i mjesto za razmnožavanje (Slika 2.)

U Mediteranu su vrlo važna staništa gdje složeni pokrov svojim razgranatim talusima grade vrste roda *Cystoseira* (Thiriet i sur. 2016). Promjene u pokrovu ovih alga (pr. smanjenje brojnosti i gustoće) utječu na cijeli ekosustav smanjenjem bioraznolikosti i promjenom funkcije staništa (Perkol-Finkel i Airoidi 2010).

Zanimljiv primjer trofičke kaskade koja je istraživana u Mediteranu je alge-ježinci-ribe (predatori na ježince). Promatra se bršćenje infralitoralne zajednice alga na područjima višeg ribolovnog pritiska. Smanjena predacija na ježince u nekoliko slučajeva je rezultirala smanjenjem algalnog pokrova, no kaskadni učinak još nije u potpunosti razjašnjen zbog drugih faktor koji su remetili populacije hridinskog ježinca (Sala i Zabala 1996, Guidetti 2004, Cardona i sur. 2007, Guidetti i Sala 2007). Ribe predatori na ježince su vrste iz roda *Diplodus* spp. (šarag i fratar) i orada (*Sparus aurata* Linnaeus, 1758) te knez (*Coris julis*) i vladika (*Thalassoma pavo* (Linnaeus, 1758)) koji se hrane isključivo juvenilnim ježincima (Guidetti 2004).



Slika 2. Zajednica infralitoralnih alga (fotografija: Hrvoje Čižmek)

1.5 Morska zaštićena područja

Oceani i mora diljem svijeta ugrožavaju, kako globalni problemi poput klimatskih promjena, tako i oni lokaliziraniji poput onečišćenja, gradnje i nasipavanja u obalnoj zoni, turizam, ribolov i dr. (Halpern i sur. 2008). Vidljiv je negativan utjecaj na dinamičan kompleks zajednica te se remeti funkcionalna jedinica ekosustava (Jackson i sur. 2001, Worm i sur. 2006). Izravan učinak toga čovjek primjećuje na onome što je njemu od važnosti – značajno smanjenje gustoće i biomase lovnih vrsta. Takve promjene u ekosustavu kaskadnim učinkom djeluju na dinamiku hranidbene mreže te stanište (Guidetti i Sala 2007).

Uspostavom morskih zaštićenih područja (MZP, engl. *Marine Protected Area*, MPA) pokušava se ograničiti ljudska aktivnost u svrhu očuvanja područja od velike važnosti od nekih od navedenih problema te je broj uspostavljenih morskih zaštićenih područja u stalnom porastu. Morsko zaštićeno područje je geografski određeno područja u kojem su, privremeno ili stalno, zabranjene ili ograničene ljudske aktivnosti, s posebnim naglaskom na ribolovne aktivnosti, uspostavljeno od strane internacionalnih ili državnih ovlasti. Svrha morskog zaštićenog područja je očuvanje morskog ekosustava i bogatstva te održivo korištenje. Takav način upravljanja pridonosi ekonomskom, društvenom i kulturnom bogatstvu. (PISCO 2016)

U Mediteranu, prema MedPAN-u ukupan broj uspostavljenih morskih zaštićenih područja i drugih zaštićenih područja (engl. *Other Effective area-based Conservation Measures*, OECM) do 2016. je 1 231 te zauzimaju 7,14% ukupne površine Mediterana (oko 180 000 km²). S obzirom na mjere regulative i uspješnost provođenja nadzora najčešće dijelimo morska zaštićena područja na potpuno zaštićena područja gdje su sve aktivnosti u vidu iskorištavanja resursa zabranjene, i na djelomično zaštićena područja, gdje su aktivnosti regulirane u vidu manjih ili većih restrikcija (Lubchenco i Grorud-Colvert 2015). Posebna kategorija potpuno zaštićenih područja su zone potpune zabrane ribolova. One su se pokazale kao najučinkovitiji alat zaštite zbog zabilježenog značajnog rasta u gustoći, veličini i biomasi gospodarski važnih lovnih vrsta, posebice riba (Guidetti i Sala 2007, Guidetti i sur. 2008, 2014, Lester i sur. 2009, Claudet i Guidetti 2010a, 2010b, Sala i sur. 2012). Od ukupne površine Mediterana samo je 0,04% površine zaštićeno najvišom razinom zaštite kao zone potpune zabrane ribolova.

Mala, plitka i zatvorena mora, poput Jadrana, također su izložena gore navedenim problemima, stoga je uspostava morskih zaštićenih područja u Hrvatskoj također jedan od načina zaštite područja od posebne važnosti. Prema MAPAMED bazi podataka, u Hrvatskoj postoji deset morskih zaštićenih područja među kojima su i Park prirode Lastovsko otočje te

Nacionalni park Mljet. Bogatstvo podmorja jedna je od posebnih vrijednosti i razloga za proglašavanje statusa zaštite ova dva područja, uz to ističu se još endemična flora i fauna, geološki fenomeni, te bogata kulturno-povijesna baština (službene web-stranice PP Lastovskog otočja i NP Mljet). Smještena u južnom Jadranu, dijele mnogo geoloških, fizičko-kemijskih i klimatoloških obilježja. Sve to implicira sličnost u staništima i sastavu zajednica.

Priobalne bio-zalihe uz istočnojadransku obalu u velikoj mjeri su iscrpljene, a za neka područja moguće je govoriti čak i o problemu prelova. Područja udaljenija od kopna i priobalnog otočnog pojasa, na primjer područja Palagruže, Brusnika, Lastova, Svetog Andrije, daju bolje lovine (IOR 2012). Pritisak na riblji fond je velik no uspostavljanje zone potpune zabrane ribolova unutar morskih zaštićenih područja bi vjerojatno došlo do njegovog oporavka.

Emigracija subadultnih i adultnih riba u okolno nezaštićeno područje mogla bi rezultirati oporavkom smanjenih populacija izvan granica zona potpune zabrane ribolova. U prvu ruku iz zone zabrane u područje samogorskog zaštićenog područja, a onda i izvan njega, time povećavajući prinos okolnim ribarima. Indirektni dokazi ovakvih rezultata su povećanje gustoće i biomase ribolovnih vrsta u zoni zaštite i izvan nje praćeno kroz duži niz godina (Underwood 1996, Russ i Alcalá 1996) ili postojanje gradijenta u brojnosti i srednjoj veličini ribe kako se udaljavamo od zone zaštite što se može uočiti na kraćoj vremenskoj skali istraživanja (Rakitin i Kramer 1996, Chapman i Kramer 1999, Stagličić 2013). Opisan proces poznat je pod nazivom učinak prelijevanja (engl. *“spillover” effect*) i definira ga se kao pomak ili pokret biomase iz zaštićenog područja u ribolovne zone bez obzira na životnu fazu (odraslu i juvenilnu) i bez obzira na to što je bio poticaj pomaku (ovisan o gustoći ili neovisan o gustoći) (Rowley 1994). Od učinka prelijevanja imali bi korist svi: lokalno stanovništvo koje se bavi malim obalnim ribolovom, sportski ribolovci koji bi plaćali više za ulove veće ribe, ronionci koji bi posjećivali lokacije s više ribe, riblji fond koji bi se oporavljao i na lokacijama koje nisu u zonama potpune zaštite. Prema više istraživanja u Mediteranu, također bi se smanjio udio korištenja nedopuštenog ribolovnog pribora jer bi bilo dovoljno ribe za opsluživanje lokalnog stanovništva dopuštenim načinom ribolova (Di Lorenzo i sur. 2016).

Uočavanje pozitivnih ili negativnih trendova unutar morskih zaštićenih područja i zona potpune zabrane ribolova moguće je samo uz praćenje stanja zajednica riba. Kvantifikacija strukture zajednica riba (sastav, brojnost i/ili biomasa) može se vršiti na brojne načine od kojih su neki ribolovne metode (Stagličić i sur. 2011), molekularne metode upotrebom okolišne DNA (eDNA) (Lacoursiere-Roussel i sur. 2016), video metodama i metode podvodnog vizualnog cenzusa (Tessier i sur. 2013, Edgar i sur. 2014).

1.5.1 Podvodni vizualni cenzus u morskim zaštićenim područjima

Prva upotreba metode podvodnog vizualnog cenzusa (engl. *Underwater Visual Census*, UVC) bila je prije više od pola stoljeća na Havajima (Brock 1954) i Bermudama (Bardach 1959). Od tada do danas korištenje je u porastu u svim morima, uključujući i Sredozemno more (Harmelin-Vivien i Harmelin 1975) te se nametnula kao jedna od alternativa destruktivnim metodama procjena brojnosti i biomase poput ribolovnih metoda, anestetika ili otrova (kvinaldin i rotenon) (Russel i sur. 1978). Druge alternativne metode su video snimanja ronioca ili daljinski upravljanim vozilom (engl. *Remotely Operated underwater Vehicle*, ROV), genetičke analize populacija (Christie i sur. 2010), upotreba eDNA (Lacoursiere-Roussel i sur. 2016) ili kombinacije s metodama vizualnog cenzusa (Tessier i sur. 2013). Neke vrste zbog svoje teške uočljivosti i teškog *in situ* determiniranja, poput pridnenih kriptičnih riba (Willis 2001) iz porodica Blennidae, Gobiidae i Trypterigiidae, većinom se i danas istražuju destruktivnim metodama (Thiriet i sur. 2016). Tomu ima i iznimaka: transektni vizualni cenzus manje veličine (Prato i sur. 2017) ili prilagođeni stacionarni vizualni cenzus (La Mesa i sur. 2011) te vizualni cenzus uz mamac (engl. *lure-assisted visual census*) (Kruschel i Schultz 2012).

Metoda podvodnog vizualnog cenzusa prošla je mnoga ispitivanja učinkovitosti, dosljednosti i primjenjivosti (Russell i sur. 1978, GBRMPA 1979, Harmelin-Vivien i sur. 1985, Thresher i Gunn 1986, Bortone i Kimmel 1991, Charbonnel i sur. 1997, Francour 1999, Guidetti 2005). Takve studije prezentirale su brojne prednosti ali i nedostatke ove metode. Istraživanje ovom metodom vrlo se lako nauči i uvježbavanje ronioca za uspješno bilježenje sastava vrsta i veličinskih kategorija može se postići u kratkom vremenu (ovisno o kompleksnosti ihtiofaune određenog područja). Samo trajanje bilježenja podataka je vrlo kratko te za jedan transekt ili stacionarno prebrojavanje je u prosjeku potrebno 5-10 minuta (Sahyoun i sur. 2013, Prato i sur. 2017). Ušteda vremena vidljiva je u tome što nije potrebna dodatna laboratorijska obrada. Uz to što sam ronioc može istodobno bilježiti mnogo parametara vezanih uz ribe (brojnost, gustoću, veličinu ribe, sastav, ponašanje, ...) nekada i bolje procijenjeno nego neke video metode (Tessier 2013), može bilježiti i podatke o sastavu staništa i njegovoj kompleksnosti što mogu biti važni čimbenici za zajednice riba (García-Charton i sur. 2004). Ovakav tip uzorkovanja nije destruktivan, ne utječe na strukturu zajednice povećavajući smrtnost određenih veličinskih klasa kao što to rade neke od ribolovnih metoda procjenjivanja stanja zajednice. Vrlo je prikladna za rad u zaštićenim područjima s obzirom na svoj minimalni utjecaj na okoliš kako na vremenskoj, tako i prostornoj skali. Bitan nedostatak ribolovnih metoda naspram ove je

nemogućnost uzorkovanja, tj. nemogućnost dosljednog uzorkovanja na jako kompleksnim staništima s mnoštvom rupa i prevjesa koja su područja dokazano vrlo bogata ihtiofaunom kako raznolikošću, tako i biomasom (García-Charton i sur. 2004).

Nedostatci metode podvodnog vizualnog cenzusa su vezani uz samo ronjenje u vidu vremenskog i dubinskog ograničenja, te nemogućnosti ronjenja i/ili kvalitetnog opažanja u nepovoljnim uvjetima (niske temperature, slaba vidljivost, valovi, jake morske struje i sl.) i noću kada je većina velikih predatora aktivnija. Pristranosti opažачa ronioca u vidu pogrešaka u procjeni veličine tijela ili uzorkovane površine postoje i dosta su istraživane (Edgar i sur. 2004, Williams i sur. 2006). Stoga nužno treba pripaziti na uvježbanost i kontinuirano korištenje metode od strane ronioca što smanjuje pristranost pri uzorkovanju (Bell i sur. 1985, Harmelin-Vivien i sur. 1985, Bortone i Mille 1999).

1.6 Problematika i pretpostavke

Dosadašnja istraživanja u Mediteranu koja su promatrala sličnosti u sastavu, brojnosti i biomasi u odnosu na tip staništa i kompleksnost staništa inspirirali su ovaj rad koji među rijetkima u Jadranu predstavlja ovu problematiku istraživanjem metodom vizualnog cenzusa. Istraživanja na staništima koje tvori zajednica naselja posidonije i zajednica infralitoralnih alga istraživana su, ali rijetko s pristupom prema „gradijentu“ staništa i utvrđivanju postoji li razlika u strukturi zajednice nekto-bentičkih vrsta riba na prijelaznim staništima ove dvije zajednice, te koja staništa (tip staništa) pokazuju najveće vrijednosti često korištenih pokazatelja dobrog stanja zajednice: visoko bogatstvo vrsta, brojnost jedinki i velika biomasa. Dobro stanje zajednice ovisi o mnogim faktorima, te ga se može procjenjivati brojnim čimbenicima, no ova tri su najčešća korištena za opisivanje stanja zajednica.

Ovo istraživanje zajednice nekto-bentičkih riba u dva hrvatska morska zaštićena područja na plitkoj infralitoralnoj stepenici pruža osnovne informacije za buduće procjene i istraživanja promjena koje bi se mogle dogoditi uslijed promjene načina upravljanja, tj. potpunom zabranom ribolova. Većina istraživanih lokacija nalaze se (postaje NP Mljet) ili su se nalazile (PP Lastovsko otočje) u planovima za uspostavu zona potpune zabrane ribolova te se ovim istraživanjem uz više promatranih čimbenika želi testirati valjanost odabira kontrolnih postaja za te zone. Odabir lokacija za uspostavu zona potpune zabrane ribolova je ključan je za njihovu učinkovitost te je potrebno izdvojiti staništa i postaje gdje zajednica nekto-bentičkih riba (većina ribolovnih vrsta) pokazuje veću brojnost i biomasu od okolnih područja.

1.7 Cilj istraživanja

Glavni cilj istraživanja je utvrditi sastav i strukturu nekto-bentičke zajednice riba na infralitoralnim staništima – staništima naselja morske cvjetnice posidonije i zajednica infralitoralnih alga u zaštićenim područjima Park prirode Lastovsko otočje i Nacionalni park Mljet. Cilj je opisati zajednicu nekto-bentičkih riba na navedenim infralitoralnim staništima točnije na staništima mješovitog sastava te istražiti odnos sastava, strukture, biomase i veličinske učestalosti s tipom staništa i kompleksnošću staništa; s naglaskom na vrste od ribolovnog značaja. Također, cilj je istražiti odnose trofičkih razina u istraživanim morskim zaštićenim područjima te trend u veličinskoj strukturi vrsta od ribolovnog značaja.

Dodatno, cilj je ustanoviti pogodnost odabira kontrolnih postaja za buduće zone potpune zabrane ribolova u NP Mljet na temelju podataka o bogatstvu vrsta, sastavu, raspodjeli brojnosti i biomasi

Stoga su dva osnovna cilja ovog diplomskog rada:

- Usporediti strukturu zajednicu nekto-bentičkih riba na staništima različitog udjela pokrovnosti naseljima posidonije, odnosno infralitoralnim algama te njenu strukturu na staništima različite kompleksnosti
- Ustanoviti lokalitete unutar Parka prirode Lastovsko otočje i Nacionalnog parka Mljet gdje zajednica nekto-bentičkih riba pokazuje visoke vrijednosti čimbenika koji opisuju dobro stanje i stabilnu zajednicu kao preduvjet dobrom odabiru zona potpune zabrane ribolova.

2. Područje istraživanja

2.1 Park prirode Lastovsko otočje

Lastovsko otočje proglašeno je parkom prirode 29. rujna 2006. godine (NN 111/06) te je to najmlađi park prirode i posljednje morsko zaštićeno područje u Hrvatskoj. Područje samog arhipelaga s morskim pojasom zaštićeno je u ukupnoj površini od 196 km² (52 km² kopnene i 144 km² morske površine). Pripada južnodalmatinskoj skupini otoka i nalazi se jugozapadno od poluotoka Pelješca i otoka Mljeta, južno od otoka Korčule te jugoistočno od otoka Visa. Proteže se između otočića Glavat na istoku i hridi Bijelac na zapadu te uključuje otok Sušac s morskim pojasom. Krajnje geografske koordinate glavnog dijela Parka su 42°45'54"N, 17°9'13"E i 42°45'35"N, 16°40'13"E, uz otok Sušac kao izdvojeni entitet geografskih koordinata središnjeg dijela 42°45'54"N, 16°30'52"E.

Park prirode Lastovsko otočje dobilo je ime po najvećem otoku arhipelaga, Lastovu. Sastavni dio Parka prirode čine još Zapadno otočje i otok Sušac, te Donji škoji, Lastovnjaci i Vrhovnjaci na istoku – ukupno 44 otoka, otočića i hridi čini Park prirode Lastovsko otočje.

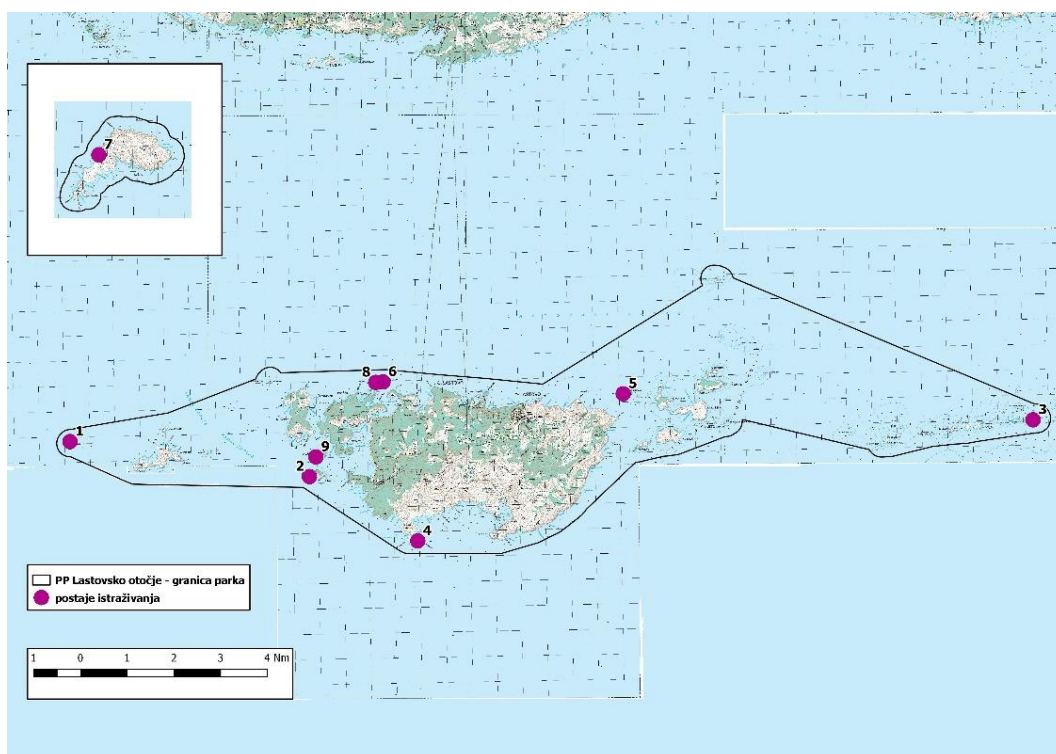
Obala otoka i otočića razvedena je i raznolika. Goli i krševiti vapnenački grebeni izmjenjuju se sa strmim padinama i krškim uvalama. Cijelo područje karakteriziraju zaobljeni brežuljci bogati šumom i makijom, a obalu duboko usječene morske uvale i kamenite obale s klifovima. Vapnenačko-dolomitski sastav ima za posljedicu poroznost terena, kišnica ponire, no u obliku mnogobrojnih podmorskih izvora i vrulja izvire u podmorju, te se u obalnom pojasu nalazi mnogo područja bočate vode. Klimatološki gledano, otočje pripada jadranskom tipu mediteranske klime koju karakteriziraju vruća i suha ljeta te blage i kišne zime. Uslijed velike izoliranosti od kopna te izraženijeg utjecaja mora na klimu, lastovsko područje karakterizira ublažene ljetne vrućine i zimske hladnoće od ostalog područja ove klimatološke zone. Lastovo pripada najsunčanijim područjima jadranskog primorja s 2761 sati insolacije godišnje. Zbog izbočenosti otočja prema pučini mala je pojavnost jakih i olujnih vjetrova. Glavna morska strujanja oko otočja idu od istoka prema zapadu. Na Lastovu je tek nedavno uočen fenomen „valova vezanih uz otok“ (ITW) koji su u svijetu prepoznati na otocima kružnog/ovalnog oblika kao glavni pokretač vertikalnog miješanja stupca te donosa hranjivih tvari i sedimenta iz dubine (Mihanović i sur. 2009, 2014, Orlić i sur. 2011). Na drugim područjima uočen je njihov pozitivan učinak na primarnu i sekundarnu produkciju te posljedično na bogatstvo ribom (Lucas i sur. 2014). Takve efekte u slučaju Lastova tek treba istražiti.

Lastovsko otočje, od strane Svjetske organizacije za zaštitu prirode (WWF) 2003. godine je proglašeno od posebne važnosti za očuvanje ukupne bioraznolikosti Mediterana. Bogato je endemičnim vrstama, većinom biljkama, i važno gnjezdilište rijetkih vrsta ptica. 70% površine je more te je bogatstvo podmorja jedan od glavnih razlog proglašenja statusa zaštite.

Postaja istraživanja unutar područja PP Lastovsko otočje je 9 te su odabrane u sklopu projekta „Uspostava protokola praćenja stanja (monitoring) no-take zona unutar PP Lastovsko otočje i NP Mljet“ s obzirom na poznatu prisutnosti ciljanih infralitoralnih zajednica alga i naselja posidonije na dubini od 10 metara. Popis postaja nalazi se u Tablici 1. abecednim redom te je pripadajućim brojem iz tablice označen njihov položaj na karti (Slika 3.).

Tablica 1. Popis uzorkovnih postaja u području Parka prirode Lastovsko otočje

Naziv postaje	5. Lukavci
1. Bijelac	6. Maslinjak
2. Bratin	7. Sušac
3. Glavat (Lastovo)	8. Tovari
4. Gornji rt Veljeg mora	9. Vlasnik



Slika 3. Položaj Lastovskog otočja i otoka Sušca te postaje istraživanja

2.2 Nacionalni park Mljet

Zapadna strana otoka Mljeta proglašena je nacionalnim parkom 11. studenog 1960. godine (NN 49/60), dok je 1997. došlo do proširenja Nacionalnog parka na more i podmorje (NN 13/1997). Područje pod zaštitom je trećina otoka ukupne površine 53 km², od čega je 29 km² kopnene, a 24 km² morske površine. Otok Mljet pripada također južnodalmatinskoj otočnoj skupini. Nalazi se južno od poluotoka Pelješca te jugozapadno od otoka Korčule i Lastova. Smjer pružanja otoka je sjeverozapad – jugoistok. Nacionalni park proteže se zapadnom stranom otoka do prosjeka između uvale Procijep na jugu i uvale Velika Tatinica na sjeveru. Krajnje geografske koordinate zaštićenog područja su 42°45'55"N, 17°19'19"E i 42°48'23"N, 17°26'43"E. Područje Nacionalnog parka Mljet obuhvaća zapadni dio otoka, Veliko i Malo jezero i Uvalu Soline, te morski pojas širine 500 metara od najizbočenijih rtova otoka Mljeta i pripadajućih otočića. U sklopu Nacionalnog parka nalaze se naselja Govedari, Polače, Pomena, Pristanište i Soline. Najznačajnija znamenitost Parka je geološki i oceanografski fenomen „velikog zaljeva“ kojeg čine Veliko i Malo jezero koja su s morem povezana uskim kanalom.

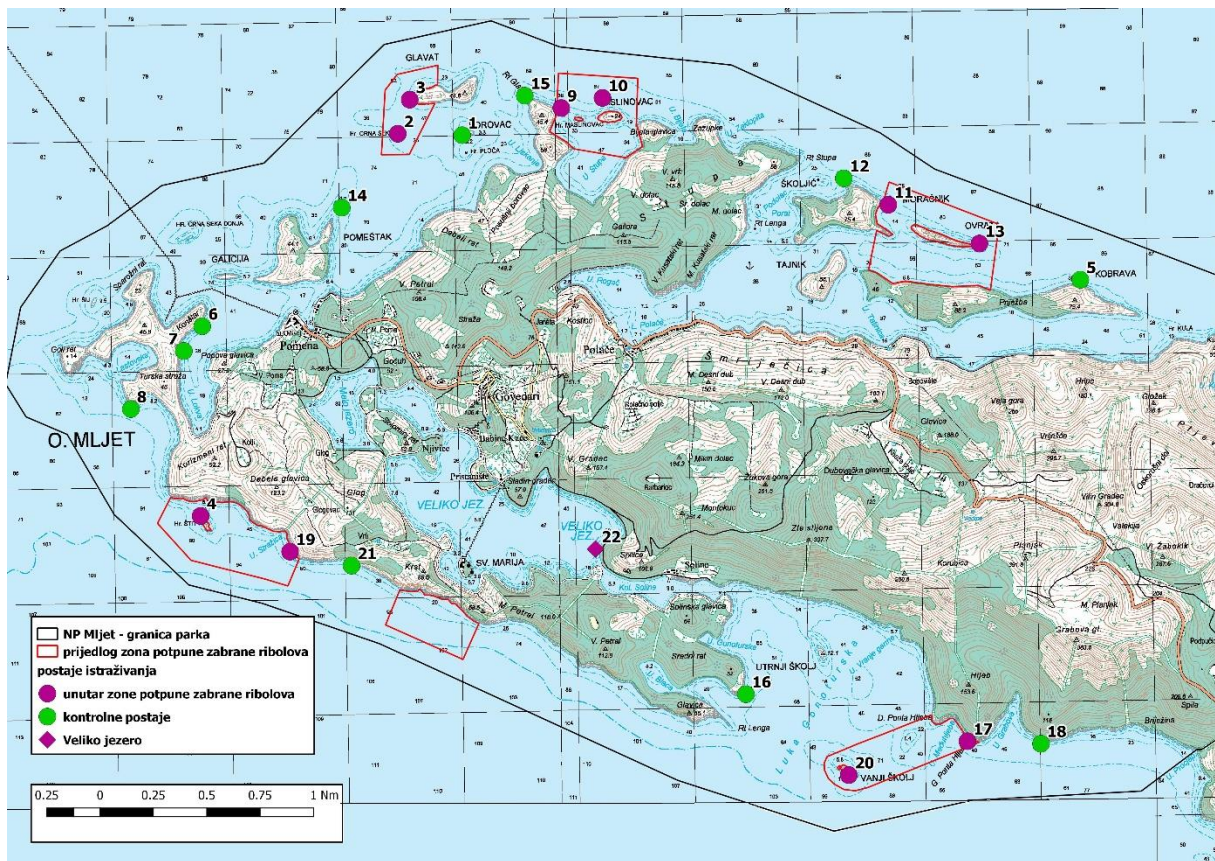
Mljet, s relativnom razvedenošću od 3,7, zauzima četvrto mjesto među hrvatskim otocima. Sjeverozapadni dio otoka je najrazvedeniji i obiluje uvalama i rtovima, hridima i otočićima od kojih su najveći Glavat, Kobrava, Moračnik i Pomeštak. Razvedenost je vidljiva na površini, ali i podmorju, posebice na velikom broju podmorskih špilja formirane abrazijom valova na vapnenačke naslage. Klimu karakteriziraju suha i topla ljeta te blage zime s izraženijim utjecajima pučine s obzirom na otvorenost južne strane otoka. Od vjetrova su najučestaliji sjeverni, posebice bura, dok se jačinom ističu juga. Uslijed specifičnog pružanja pukotina i različite propusnosti vapnenačkih, odnosno dolomitskih stijena, većina oborinskih voda koja završi u podzemlju usmjerena je prema sjeverozapadu otoka gdje su onda česti podvodni izvori i bočata voda. Park je u potpunosti prekriven biljnim pokrovom i karakterizira ga velika šumovitost. Bogatstvo biljnim pokrovom nastavlja se u podmorju jer obalni pojas obiluje naseljima posidonije.

Zbog jake struje i specifičnih uvjeta u Velikom jezeru stvorili su se idealni uvjeti za rast najvećeg grebena busenastog koralja (*Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767)) na svijetu (Kružić 2002) te genetsko odvajanje populacije meduze uhatog klobuka (*Aurelia* sp.) od svih poznatih populacija u Mediteranu (Benović i sur. 2000.). Malo jezero ima gustoću jedinki plemenite periske (*Pinna nobilis* Linnaeus, 1758.) znatno veću u odnosu na ostatak Mediterana. Upravo su posebnosti Velikog i Malog jezera u vidu geološkog fenomena i biološke važnost jedan od glavnih čimbenika proglašenja ovog dijela Mljeta nacionalnim parkom.

Postaja istraživanja unutar područja NP Mljet je 21 te su odabrane u sklopu projekta „Uspostava protokola praćenja stanja (monitoring) no-take zona unutar PP Lastovsko otočje i NP Mljet“ s obzirom na poznatu prisutnosti ciljanih infralitoralnih zajednica alga i naselja posidonije na dubini od 10 metara uz postaju od velike važnosti na grebenu busenastog koralja u Velikom jezeru kao jedina trenutno aktivna zona zabrane ribolova. Postajama su pridruženi su pripadajući brojevi (Tablica 2.) s kojima je označen njihov položaj na karti zaštićenog područja (Slika 4.)

Tablica 2. Popis uzorkovnih postaja u području Nacionalnog parka Mljet

Naziv postaje	
1. Borovac	12. Moračnik (zapad)
2. Crna seka	13. Ovrata
3. Glavat (Mljet)	14. Pomeštak
4. Hrid Štit	15. Rt Glavat
5. Kobrava	16. Sredni rat
6. Kulijer (sjever)	17. Uvala Grabova (zapad)
7. Kulijer (jug)	18. Uvala Grabova (istok)
8. Lastovska	19. Uvala Stražica
9. Maslinovac	20. Vanji Škoj
10. Maslinovac plićina	21. Zavrti
11. Moračnik (istok)	22. Veliko jezero



Slika 4. Položaj Nacionalnog parka Mljet te postaje istraživanja

3. Materijali i metode

Istraživanjem je utvrđen sastav i struktura zajednice nekto-bentičkih riba u priobalnom pojasu morskih zaštićenih područja Park prirode Lastovsko otočje i Nacionalni parka Mljet na infralitoralnim staništima naselja posidonije i zajednice infralitoralnih alga. Monitoring zajednice neko-bentičkih riba, od kojih su mnoge ribolovne vrste, jedna je od nužnih stvari kako bi se procijenilo ispunjavaju li morska zaštićena područja postavljene ciljeve zaštite, jer omogućava praćenje napretka i trendova oporavka eksploatiranih vrsta i vezanih zajednica. Znanje o prirodnim varijacijama mogu pomoći odvojiti utjecaj staništa od drugih izvora varijacije, poput utjecaja ribolova te su to nužne spoznaje za kasniju dobru procjenu učinkovitosti zaštitnih mjera u morskim zaštićenim područjima (Garcia-Charton i Perez Ruzafa 2001). Većina postaja u NP Mljet dio su plana uspostave zona potpune zabrane ribolova bilo kao postaja unutar predložene zone ili njena kontrolna postaja. Ovim istraživanjem ispitana je prikladnost odabira kontrolnih točaka.

3.1 Prikupljanje podataka

U okviru projekta „Uspostava protokola praćenja stanja (monitoring) no-take zona unutar Parka prirode Lastovsko otočje i Nacionalnog parka Mljet“ kojem su krajnji korisnici Javne ustanove PP Lastovsko otočje i NP Mljet, istraživane su obalne vode Lastovskog otočje i sjeverozapadnog dijela otoka Mljet. Izvoditelj projekta je Društvo istraživača mora – 20000 milja. Istraživanje se vršilo metodom vizualnog cenzusa te su prikupljeni podatci o sastavu zajednice nekto-bentičkih riba, veličinskim kategorijama jedinki vrsta od ribolovnog značaja te su vizualnom aproksimacijom određeni stanišni tip i razina kompleksnosti staništa.

Istraživanje je provedeno 2016. i 2017. godine u ljetnim mjesecima (srpanj i kolovoz) tijekom dana u vremenu najbolje vidljivosti, između 11 i 15 h u vrijeme povoljnih uvjeta, dobre vidljivosti i prozirnosti. Ove uvjete je nužno zadovoljiti kako bi se smanjila greška u determiniranju te procjeni brojnosti i veličini jedinki. Na ukupno 31 postaji, od čega je 9 postaja u području Parka prirode Lastovsko otočje, a 22 postaje u Nacionalnom parku Mljet izvršeno je 168 vizualnih cenzusa. Na svakoj postaji izvršena su minimalno tri vizualna cenzusa. Ukupni broj vizualnih cenzusa je 163 transektna i 5 stacionarnih.

Opisana metodologija prikupljanja podataka vizualnim cenzusom (ribe) i vizualnom aproksimacijom (stanište) preporučena je metoda uzorkovanja na području Mediterana u morskim zaštićenim područjima ili je prilagođena prema priručniku Goñi i sur. (2000).

3.1.1 Podvodni vizualni cenzus

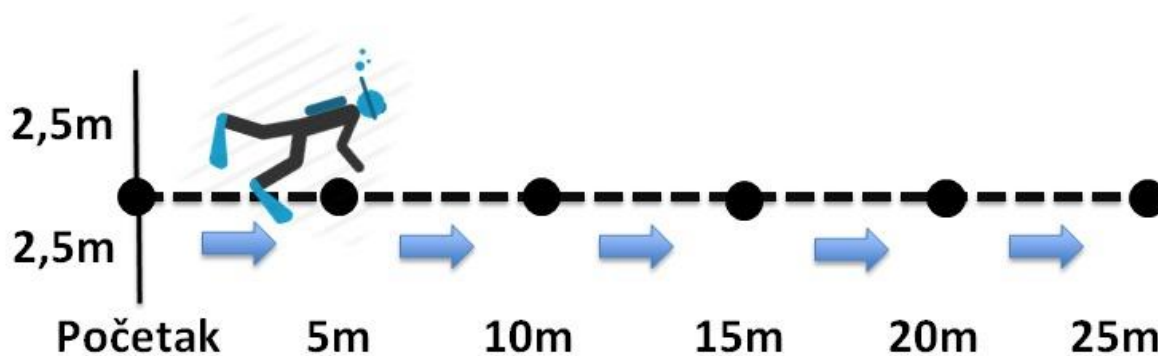
Prikupljanje podataka o zajednici nekto-bentičkih riba vršeno je metodom podvodnog vizualnog cenzusa (Harmelin-Vivien i sur. 1985). Glavna prednost ove metode je što je ne-destruktivna te osim blagog uznemiravanja ne škodi promatranim organizmima, kao ni okolnoj flori i fauni. Nekto-bentičke ribe su one koje se slobodno i vrlo dobro kreću, ali su iz više razloga vezane uz morsko dno, bilo da se na njemu hrane, odmaraju, skrivaju i slično. Prilikom ovog istraživanja korištene su dvije tehnike unutar metode podvodnog vizualnog cenzusa – transektni i stacionarni vizualni cenzus.

Transektni vizualni cenzus je najpopularnija tehnika istraživanja zajednica riba metodom podvodnog vizualnog cenzusa (Garcia-Charton i sur. 2004) gdje opažać (ronilac) pliva duž transekta, koji je unaprijed određen svojom duljinom i širinom te visinom, i zapisuje vrste riba, njihov broj i procijenjenu veličinu. Transektni vizualni cenzus koristi se za prikupljanje podataka o zajednici riba na homogenim staništima ujednačene kompleksnosti i ujednačene pokrovnosti biljnim, odnosno algalnim zajednicama (Harmelin-Vivien i sur. 1985). U ovom istraživanju sastav i brojnost su bilježene kod svih nekto-bentičkih i pelagičkih vrsta, a procjena veličinskog razreda vrstama od ribolovnog značaja (s obzirom na narav projekta pod kojim je istraživanje provedeno).

Uz uporabu autonomnog ronilačkog aparata na 30 od 31 postaje istražena su minimalno tri transekta pravokutnog oblika na dubini od 10 metara (8-12 metara kada je konfiguracija terena to zahtijevala). Istraživanje je vršeno pretežito na 10 metarskoj izobati jer je to uobičajena dubina uzorkovanja zajednica riba u mediteranskim morskim zaštićenim područjima (Guidetti i sur. 2014) te kako bi se eliminirao bilo kakav utjecaj na sastav promatrane zajednice osim utjecaja staništa, a dubina bitno utječe na sastav zajednica na način nevezan za mogući utjecaj strukture staništa (Garcia-Charton i Perez-Ruzafa 2001).

Jedan transekt duljine je 25 metara i 5 metara širine (125 m²), a transekti su međusobno udaljeni oko 15-tak metara (Guidetti i sur. 2014). Ovo su preporučene dimenzije transekata za uzorkovanje malih i srednjih nekto-bentičkih vrsta te juvenilne i subadultne jedinke (do 50 cm veličine) velikih nekto-bentičkih vrsta (Prato i sur. 2017). Metode vizualnog cenzusa općenito (Willis 2001, Garcia-Charton i Perez-Ruzafa 2001), a posebno transektni vizualni cenzus ovih dimenzija (Prato i sur. 2017) nije prikladan za utvrđivanje strukture zajednice bentičkih, kriптиčnih riba te s obzirom na to, i narav projekta, u kojem je naglasak na nekto-bentičke ribe komercijalne važnosti, njihova prisutnost na transektima nije bilježena.

Duljina transektta mjerena je zamasa peraja koji su procijenjeni na jedan zamah kao jedan metar duljine. Uobičajena metoda kod ovakvog uzorkovanja je postavljanje mjerne vrpce prije uzorkovanja (Harmelin-Vivien i sur. 1985), no Sale (1997) govori o mogućem utjecaju mjerne vrpce na plašenje riba koje time ne bivaju uzorkovane. Stoga, kako bi smanjili vrijeme boravka pod vodom i smanjili uznemiravanje i plašenje riba duljina transektta je mjerena zamasa peraja. Nakon pronalaska pogodnog mjesta na morskom dnu vizualni cenzus započinje popisivanjem svih nekto-bentičkih i pelagičkih riba, zatim s pet zamaha peraja se nastavlja 5 metara dalje i tako sve do kraja 25-metarskog transektta. S obzirom na širinu transektta, istraživanje se vršilo po 2,5 metra sa svake strane ronioca i 5 metara ispred kako je prikazano na Slici 5. Istraživanje jednog transektta traje 8-10 minuta (Sahyoun i sur. 2013) ovisno o broju jedinki riba.



Slika 5. Shematski prikaz transektnog istraživanja

Na postaji Veliko jezero, umjesto transektnog vizualnog cenzusa primijenjena je tehnika stacionarnog vizualnog cenzusa (Vacchi i Tunesi 1993, Francour 1994). Razlika od transektnog istraživanja je ta da opažač (ronilac) ostaje na mjestu u sredini istraživanog područja. U slučaju stacionarnog vizualnog cenzusa bilježi se sve što je u 5-metarskom radijusu od opažača te on bilježi vrstu ribe, njihov broj i procijenjenu veličinu. Takva metoda bilježenja odabrana je zbog posebnosti konfiguracije terena (greben busenastog koralja *Cladocora caespitosa*) i velike biomase riba koja je očekivana na njemu. Stacionarni vizualni cenzus preporučuju se kao tehnika istraživanja na heterogenim staništima i strukturama poput umjetnih ili prirodnih grebena poput ovog (mozaik sedimenta i grebena busenastog koralja) gdje izvođenje transektnog vizualnog cenzusa nije ostvarivo i reprezentativno (Harmelin – Vivien i sur. 1985). Bilježene su samo nekto-bentičke i pelagičke vrste na isti način kao na transektnom vizualnom cenzusu.

Taksonomsko određivanje riba do razine vrste vršeno je na nekto-bentičkim i pelagičkim ribama na temelju tri glavne kategorije. Glavna među njima je kategorija morfoloških karakteristika, prvenstveno oblik tijela ili karakterističan oblik dijela tijela (pr. oblik glave ili repa). Uz oblik najvažnija morfološka karakteristika je boja i/ili karakteristični uzorak na tijelu ribe poput vertikalne ispruganosti ili točkica po tijelu. Također determinacijsko svojstvo može biti veličina, stoga je nužno poznavati prosječne maksimalne vrijednosti duljine vrsta riba. Ribe koje su plašljive, svojim karakterističnim ponašanjem, mogu olakšati determinaciju u slučaju brzog bijega od ronca, tu se prvenstveno misli na način plivanja imajući na umu pelagičke predatore. Dok neke vrste riba plivaju zamahom cijele druge polovine tijela (pr. skuša *Scomber scomber* Linnaeus, 1758), neke plivaju zamahom samo repa (pr. tuna *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758), palamida *Sarda sarda* (Bloch, 1793)) ili osciliranjem prsnih peraja (većina vrsta iz porodice Labridae, pr. vrana *Labrus merula* Linnaeus, 1758; drozd *Labrus viridis* Linnaeus, 1758; ...). Do vrste su određivanje sve jedinke nekto-bentičkih i pelagičkih vrsta osim jedinki onih vrsta koje je teško determinirati *in situ*, stoga su bilježene kao porodica (porodica Atherinidae i Mugilidae) (Giakoumi i Kokkoris 2013).

Nakon što je jedinka determinirana vizualnim cenzusom zabilježena je na pločicu za pisanje. Jedinke su brojane pojedinačno i bilježene na pločicu za pisanje do 50 jedinki iste vrste koje su bile grupirane. Ako su se ribe nalazile u velikoj plovi, brojnost je bilježena kategorično. Prva kategorija obuhvaćala je brojnost od 50 naviše jedinki, druga kategorija od 100 naviše te posljednja kategorija od 200 i više jedinki. Hoće li vrsti biti bilježena samo brojnost ili i veličina (totalna duljina tijela) ovisilo je o tome je li vrsta ribolovno značajna. Određivanje koje su vrste od interesa te bilježi li im se veličina određeno je projektnim planom voditelja projekta. Vrstama koje nisu pod ribolovnim pritiskom bilježena je samo brojnost po transektu, a onima koje su pod određenim ribolovnim pritiskom svakoj jedinci je bilježena procijenjena totalna duljina tijela u veličinskim kategorijama. Ako su se ribe kojima se istodobno bilježi veličina nalazile u plovi i nije bila moguća pojedinačna procjena veličinske kategorije jedinke, onda je zabilježena procijenjena najmanja veličinska kategorija i procijenjena najveća veličinska kategorija. Izračun biomase na takvim podacima vršio se nakon uniformne raspodjele veličinskih kategorija među zabilježenim brojem jedinki u plovi.

Veličina ribe (totalna duljina, engl. *total length*, TL) procijenjivana je u veličinske razrede (kategorije) od 2 cm a jedinke veće od 30 cm bilježene su u veličinske razrede od 5 cm (García-Charton i Pérez-Ruzafa 1998, García-Rubies, 1999; Harmelin-Vivien i sur. 2008). Ova veličinska kategorizacija se pokazala dovoljno pouzdanom za procjene biomase kod

uvježbanog ronioca, koji redovito provodi kalibraciju i provjeru, unatoč tome greške u procjeni veličine uvijek postoje (Edgar i sur. 2004). Također, nužno je istraživanje vršiti samo i isključivo u vrijeme dobre vidljivosti kako bi se umanjile greške kako u procjeni veličine tako i identifikaciji vrsta.

Jedinke riba manje od 6 cm izostavljene su iz istraživanja jer je njihova brojnost podcijenjena ovom veličinom transektu, te je preporučeno njihovo bilježenje transektima veličine 10mx1m kao i za kriptične-bentičke vrste (Prato i sur. 2017). Iz istraživanja je izuzeta zajednica kripto-bentičkih riba, tj. vrste iz porodica glavoča, babica i pjetlića (Gobiidae, Blennidae i Trypterygiidae). Ovakve male pridnene, kriptične i komercijalno neisplative vrste teško su primjetne primjenom ove metode te ih je teško determinirati *in situ* i procjena brojnosti im je jako upitna s obzirom na tendenciju skrivanja (Willis 2001, Holmes i sur. 2013, Thiriet i sur. 2016).

Istraživanje metodom podvodnog vizualnog cenzusa vršila sam (Slika 6.) nakon završenog uvježbavanja 2016. godine od strane stručne osobe (voditelja projekta). Voditelj projekta također je sudjelovao u istraživanju. Svi vizualni cenzusi u 2016. godini i manji broj u 2017. su provedena od strane stručne osobe, voditelja projekta (Hrvoje Čižmek), ukupno 90 vizualnih cenzusa, dok sam ostalih 78 provela osobno.



Slika 6. Ronioc bilježi vrste na ronilačku pločicu (fotografija: Hrvoje Čižmek)

Uvježbavanje metode provodilo se kroz nekoliko tjedana. Prva faza je učenje morfoloških karakteristika i specifičnih obilježja vrsta ili pojedinih njihovih starosnih stadija uz literaturu, predavanja i fotografije. Prve provjere uvježbanosti poznavanja vrsta vršene su usporednim ronjenjem s maskom i disalicom uz stručnu osobu. Također su se tada radila prva uvježbavanja kategoriziranja veličine na modelima poznatih veličina, ali različitih oblika i vrsta riba. Uz modele poznatih veličina također se u sklopu uvježbavanja uči korištenje osobnih mjera ronioca koje pomažu u procjeni veličine (pr. udaljenost od palca do kažiprsta, palca do malog prsta, duljina dlana, duljina ruke do lakta, širina peraje i sl.) (prilagođeno prema prijedlozima NOAA 2016.). Nakon postizanja visoke razine usklađenosti u poznavanju vrsta, određivanju brojnosti i određivanju veličinskih kategorija ronjenjem na površini s maskom i disalicom, cijeli proces uvježbavanja je proveden na testnim zaronima na 10 metara dubine gdje bi istraživanje bilo provedeno paralelno (student i stručna osoba). Tijekom testnih zarona također se uči gruba procjena postotne pokrovnosti staništa određenom interesnom zajednicom i razine kompleksnosti. Prilikom takvih zarona uz pomoć mjerne trake od 25 metara nekoliko puta bi konstantnom brzinom preronila transekt u svrhu određivanja udaljenosti od 5 metara pomoću zamaha perajom. Kalibracija metode se radila svakih 20-ak transekata usporednim istraživanjem pri kojem je istraživanje vršeno tako da su student i stručna osoba istraživali isti transekt slično kao na uvježbavanju te nakon završenog istraživanja vršena je provjera i usporedba rezultata.

3.1.2 Vizualna procjena tipa staništa i razine kompleksnosti

Vizualnom aproksimacijom bilježen je tip staništa i razina kompleksnosti prilikom vizualnog cenzusa (García Charton i Pérez Ruzafa 1998), u sedam, odnosno četiri kategorije.

Istraživanje je ciljano na infralitoralne zajednice naselja morske cvjetnice posidonije, odnosno infralitoralnih alga. Posebno staništa na kojima se nalaze obje zajednice. Stoga sedam kategorija reflektira različiti procjenjeni postotni udio jedne, odnosno druge zajednice na transektnoj površini. Staništa koja su 100%-tne pokrovnosti nisu imala vidljivu prisutnost druge zajednice. Na staništima s 90%-tnom ili višom pokrovnošću, zajednica manjinskog udjela je samo primijećena. Staništa koja su aproksimativnog omjera 75%/25% predstavljaju staništa na kojima je očita dominantnost određene zajednice, a udio manjinske zajednice procijenjen je na više od 10%. Staništa koja su bila poprilično ujednačena u pokrovnosti jedne i druge zajednice su procijenjena kao staništa pokrovnosti $50\pm 10\%$. Radi malog, nereprezentativnog broja transekata, umanjivanja ekstremnih vrijednosti i naglašavanja razlika među osnovnim tipovima staništa korištena je jednostavnija kategorizacija u analizama od one bilježene *in situ*, nastala grupiranjem transekata na u Tablici 3. prikazan način te isključivanjem transekata sa 100% pokrovnošću naseljima posidonijom iz analiza. Tipovi staništa korišteni u analizama su: tip staništa 0 potpune pokrovnošću infralitoralnim algama, tip staništa 1 je većinskog udjela zajednice infralitoralnih alga, tip staništa 2 je podjednagog omjera obje interesne zajednice dok su staništa tipa 3 većinskog udjela naselja posidonije.

Tablica 3. Kategorizacija bilježenja tipa staništa *in situ* i kategorizacija korištena u analizama s pripadajućim brojem transekata

Stanište (pokrovnosti zajednicom)	Broj transekata	Kategorija u analizi	Broj transekata u analizi
100% posidonija	4	/	/
$\geq 90\%$ posidonija, $\leq 10\%$ infralitoralne alge	12	3	30
$75\pm 15\%$ posidonija, $25\pm 15\%$ infralitoralne alge	18		
$50\pm 10\%$ posidonija/infralitoralne alge	34	2	34
$25\pm 15\%$ posidonija, $75\pm 15\%$ infralitoralne alge	31	1	44
$\leq 10\%$ posidonija, $\geq 90\%$ infralitoralne alge	13		
100% infralitoralne alge	51	0	51

Klasična mjerenja kompleksnosti staništa zahtijevaju postavljanje lanaca poznate duljine na morsko dno te on mora pratiti obrise svih prirodnih zakrivljenja duž linije transekta; metoda „lanac-metar“ (Luckhurst i Luckhurst 1978, García-Charton i Pérez-Ruzafa 2001). Takvim mjerenjima kompleksnosti dobiva se koeficijent kompleksnosti iz omjera duljine položenog lanca i zračne duljine transekta. Za potrebe ovog istraživanja podatci o kompleksnosti su bilježeni kao grube procjene iskusnih i uvježbanih ronioaca kako bi se smanjio utjecaj na faunu i smanjilo vrijeme boravka pod vodom ronioaca koji provode vizualni cenzus. Kompleksnost staništa definirali smo u četiri razine, od 0 do 3 (Tablica 4.). Stanište kompleksnosti 0 su gotovo ravne površine morskog dna, malog nagiba s vrlo malo ili nikakvim rupama i udubinama koje bi poslužile kao skrovište za veće organizme, stanište bez kompleksnosti. Staništa kompleksnosti 1 su staništa koja su većinom uniformna no postoje određeni nizak broj udubina, promjena u nagibu podloge i slično. Staništa kompleksnosti 2 su heterogena staništa s rupama i udubinama. Stanište kompleksnosti 3 su područja s mnoštvom rupama, manjim špiljama i prevjesima koji organizmima koji tamo obitavaju nude mnogo opcija za skrivanje i mirovanje. Radi ujednačenosti analiza također su uklonjeni transekti sa 100%-tnom pokrovnošću naseljima posidonije iz analize.

Tablica 4. Kategorije razine kompleksnosti, opis kategorija i broj transekata korišten u analizi

Razina kompleksnost	Opis pojedine razine kompleksnosti	Broj transekata	Broj transekata u analizama
0	- ravna površina, mali nagib, bez udubinama i rupa	12	10
1	- većinski ravna površina, s ponekim udubljenjem.	69	67
2	- heterogena površina s rupama i udubinama	45	45
3	- heterogena površina s mnoštvo rupa, manjim špiljama i prevjesima	37	37

3.1.3 Funkcionalne trofičke grupe

Vrste koje su bilježene ovim istraživanjem većinom su vrste pod ribolovnim pritiskom koji uvelike utječe na trofičke odnose unutar zajednica. Stoga je svakoj vrsti, u svrhu ispitivanja trofičkih statusa zajednica riba u pojedinom zaštićenom morskom području, pridružena funkcionalna trofička grupa (Tablica 5.). Razvrstavanje vrsta u funkcionalne grupe vrši se prvenstveno ovisno o njenoj ulozi u hranidbenoj mreži (čime se hrani i u kojim omjerima) te osobinama vezanosti za stanište (Guidetti 2002, Stagličić 2013). Posljednju kategoriju ove klasifikacije tvore bentičke kriptične vrste, no s obzirom na to da nisu uzorkovane, kategorija je izostavljena.

Tablica 5. Nazivi funkcionalnih trofičkih grupa i karakteristike riba unutar pojedine grupe

Nazivi trofičkih grupa	Opis karakteristika ribe unutar trofičke grupe
HER	- herbivori - ishrana: morske alge i cvjetnice čine više od 90% ishrane
MICA	- mikrokarnivorne ribe - ishrana: zooplankton
MECA1	- mezokarnivorne ribe - ishrana: mekušci (puževi) i manji rakovi
MECA2	- mezokarnivorne ribe - ishrana: manji rakovi i poliheti
MACA1	- nektobentički makrokarnivori - ishrana: veliki rakovi i ribe (te djelomično glavonošcima)
MACA2	- pelagički makrokarnivori - ishrana: ribe i glavonošcima (te djelomično veliki rakovi)
OMN	- omnivori - ishrana: organska tvar biljnog i životinjskog podrijetla

3.1.4 Linearna regresija totalnih duljina riba u biomasu

Biomasa je procijenjena koristeći linearnu regresiju:

$$W = a \times TL^b \text{ (Ricker 1975)}$$

Gdje je **W** dobivena masa jedinke, **a** i **b** su konstante specifične za određenu vrstu i populacije dok je **TL** totalna duljina (engl. *total length*) tijela bilježena za svaku jedinku tijekom vizualnog cenzusa. Konstante su preuzete iz dostupnih baza podataka (Froese i Pauly 2017). Prednost pri odabiru konstanti dani su podacima sakupljenim eksperimentalno na jadranskim populacijama s visokom razinom pouzdanosti, a kada to nije bio moguće, uzimali su se podatci za pouzdane podatke država Mediterana.

3.2 Obrada podataka, slika i izrada grafičkih prikaza

U analizama sastava te brojnosti i biomase ovisne o stanišnom tipu i razini kompleksnosti staništa nisu uključene sve vrste riba zabilježene podvodnim vizualnim cenzusom. Iz analiza ovisnosti o staništu i razini kompleksnosti izuzete su rijetko opažene vrste (pojavnost na manje od 10% transekata) te pelagičke vrste koje tvore plove (Garcia-Charton i sur. 2004). Svojom varijabilnom pojavom koja je često brojna mogu prekriti stvarne razlike u brojnosti i biomasi (Bussotti i Guidetti 1999) zajednice nekto-bentičkih riba koje, za razliku od pelagičkih vrsta, mnogo više ovise o karakteristikama staništa. Pojavnosti na manje od 10% transekata za klasificiranje vrste kao rijetke uzeta je kao mjera slučajnosti pojave neke vrste (prilagođeno po Harmelin-Vivien i sur. 1985, García-Charton i sur. 2004).

Obrada podataka rađena je u MS Office Excell 2013 i R (R Core Team 2017) koji su također korišteni za vizualizaciju rezultata. QGIS je korišten za izradu kartografskih prikaza istraživanog područja i postaja, a podloge su preuzete od Državne geodetske uprave.

3.2.1 Statistička obrada podataka

Prikupljeni podatci obrađeni su univarijatnim i multivarijatnim metodama primjenom nekoliko paketa u sklopu R Studio računalnog programa R (R Core Team 2017). Za grafičke prikaze također je korišten R Studio i MS Excell 2013.

3.2.1.1 Univarijatne statističke analize

Univarijatni indeksi primjenjuju se u univarijatnim statističkim metodama kada se značajke zajednice žele prenijeti na jedan zajednički pokazatelj. Taj pokazatelj (indeks) u zbirnom obliku prenosi informacije o taksonomskom identitetu zastupljenih vrsta u zajednici te se nadalje s njim radi analiza. Ukupan broj vrsta ili bogatstvo vrsta (S), brojnost jedinki ili abundancija (N) i biomasa (B) jedni su od najjednostavnijih i najčešće upotrebljivanih indeksa.

Za statističku analizu odnosa bogatstva vrsta (S), brojnosti (N) i biomase (B) s obzirom na tip staništa (4 kategorije) i razinu kompleksnosti staništa (4 kategorije) korišten je neparametrijski test Kruskal-Wallis. Ovim testom testiralo se postojanje statističke značajnosti u razlikama medijana univarijatnih indeksa (S, N i B) pojedinih transekta ovisno o zadanim kategorijama (tip staništa, razina kompleksnosti). Ovaj test je često korišten u analizama ekoloških podataka jer ne pretpostavlja da populacije prate normalnu distribuciju, što je kod ekoloških podataka česta pojava ako se ne rade dodatne transformacije podataka što se u ovom

istraživanju izbjegavalo radi dosljednosti tumačenja podataka. No preduvjet tumačenju rezultata testa kao razlike u medijanima je da populacije imaju slične distribucije. Sličnost distribucija procijenjena je iz histograma (Sarkar i Deepayan 2008). Nakon neparametrijskog testa Kruskal-Wallis koji nam pokazuje statističku značajnost izdvajanja, tj. dominacije jedne kategorije među svim kategorijama, podatci su podvrgnuti *post hoc* Dunn testu (Dinno 2017) s Benjamin-Hochberg prilagodbom p-vrijednosti. Dunnov test se koristi za višestruke usporedbe te daje rezultate o statističkoj značajnosti razlike u medijanima za svaki par kategorija. Za vizualizaciju rezultata Kruskal-Wallis testa korišten je box-plot prikaz (Kassambara 2017).

3.2.1.2 Multivarijatne statističke analize

Struktura zajednice riba s obzirom na sastav, brojnost i biomasu u ovisnosti o stanišnom tipu i kompleksnosti staništa analizirana je multivarijatnim metodama koje omogućavaju višestruke usporedbe među parovima transekata.

Razlike u sastavu vrsta često se izražava u obliku Jaccard koeficijenta sličnosti. Ovim koeficijentom uspoređuje se par transekata ili par postaja na kvalitativnoj razini na temelju matrice prisutnosti/odsutnosti vrsta. Jaccard koeficijent sličnosti (J) (Boesch 1977) izračunava se prema formuli:

$$J = \frac{a}{a + b + c}$$

Gdje je **a** broj vrsta koji su zajedničke promatranom paru uzoraka (transekti/postaje), **b** je broj vrsta svojstven samo prvom iz para, a **c** je broj vrsta svojstven samo drugom iz para. Vrijednosti se kreću između 0 i 1; 1 bivajući potpuna sličnost, a što je vrijednost bliža 0 različitost u sastavu je veća. Rezultati se mogu iskazivati u postotnom (%) obliku. Rezultat multivarijatne analize bazirane na Jaccardovoj matrici sličnosti je faunistička sličnost u vrstama među istraživanim transektima ili postajama.

Sličnosti u brojnosti vrsta i biomasi vrsta izražavaju se u obliku Bray-Curtis indeksa sličnosti. Ovim koeficijentom uspoređuje se par transekata ili par postaja na kvantitativnoj razini na temelju matrice s vrijednostima brojnosti, odnosno biomase za svaku vrstu. Bray-Curtisov indeks sličnosti (Bray i Curtis 1957) izračunava se prema formuli:

$$QS = 100 \times \frac{1 - \sum_{i=1} (y_{ij} - y_{jk})}{\sum_{i=1} (y_{ij} + y_{jk})}$$

Gdje je y_{ij} vrijednost N ili B za vrstu „i“ u uzorku „j“.

Rezultat multivarijatne analize bazirane na Bray-Curtis matrici sličnosti je sličnost u raspodjeli kvantitativnih mjera (brojnosti i biomase) među istraživanim transektima ili postajama.

U analizi ovisnosti sastava, brojnosti i biomase o stanišnom tipu i kompleksnosti multivarijatnim analizama korišteni su isti uvjeti odabira seta podataka kao univarijatnim analizama (transektna uzorkovanja i podatci o vrstama bez riba koje tvore plove i rijetke vrste). Unatoč tom prethodnom odabiru, kako bi izbjegli utjecaj drugih mogućih ekstremnih vrijednosti, ulazni podatci su korjenovani po preporuci Guidetti i sur. (2014) i paketa unutar programa R.

U analizi sastava vrsta na postaja uključenim u analizi pogodnosti odabira kontrola za zone potpune zabrane ribolova multivarijatnim analizama korištene su sve zabilježene vrste po postaji. Dok je za analizu brojnosti i biomase o postaji korištena srednja vrijednost svih transekata na toj postaji.

Za grafički prikaz usporedbi strukture zajednice riba (sastava, brojnost i biomase) korištena je metoda multidimenzionalnog skaliranja (MDS) temeljena na Jaccardovoj, odnosno Bray-Curtis matrici sličnosti. Podatci su po navođenju paketa unutar programa R autotransformirani (Winsconsin transformacija korjenovanih podataka). Mjera uspješnosti ove metode je razina stresa, koja ako je ispod 0,2 omogućava tumačenje podataka na 2-dimenzionalnom prikazu, za veći stres dodajemo dodatnu dimenziju u svrhu snižavanja stresa.

Za analizu ovisnosti sastava, brojnosti i biomase o stanišnom tipu i kompleksnosti provedena je multivarijatna permutacijska analiza varijance (PERMANOVA), temeljena na Jaccard odnosno Bray-Curtis matricama sličnosti. PERMANOVA je korištena za testiranje postojanja statističke značajne razlike u strukturi zajednice riba među stanišnim tipovima (4 kategorije), odnosno staništima različite kompleksnosti (4 kategorije). Kako bi potvrdili da postojanje statistički značajne razlike nije proizvod velike heterogenosti unutar kategorije proveden je test homogenosti multivarijatne disperzije (mjera beta raznolikosti) čija statistička neznačajnost govori o homogenosti unutar grupe kao potvrda da je razlike među grupama ovisna o zadanim kategorijama.

Sva statistička analiza multivarijatnim statističkim metodama (matrice sličnosti, PERMANOVA, beta-disperzija, nMDS) provedena je uz pomoć R paketa „vegan“ (Oksanen i sur. 2017). Za vizualizacija 2-dimenzionalnih MDS prikaza korišten je „ggplot2“ (Wickham 2009) dok je za 3-dimenzionalni MDS prikaz korišten paket „scatterplot3d“ (Ligges i Mächler 2003).

3.2.2 Veličinska struktura

Za ribolovno značajne vrste kojima je bilježena totalna duljina tijela grafički je izrađena distribucija veličinskih frekvencija za područje PP Lastovsko otočje i NP Mljet. Podatci korišteni za analizu veličinske strukture i grafički prikaz podrazumijevaju sve transektne i stacionarne vizualne cenzuse. Za vizualizaciju je korišten Microsoft Excell 2013.

3.2.3 Pogodnost odabira kontrolnih točaka za zone potpune zabrane ribolova

U svrhu potvrde dobrog odabira kontrolnih točaka za buduće uspostavljene zone potpune zabrane ribolova u NP Mljet utvrđene su vrijednosti univarijatnih indeksa S, N i B te razine sličnosti sastava vrsta (Jaccard indeks sličnosti), sličnosti u brojnosti i biomasi (Bray-Curtis indeks sličnosti) te raznolikost staništa među postajama unutar zona zabrane i njihovim kontrolnim točkama. Od ukupnog broja budućih zona potpune zabrane ribolova (7) u sklopu ovog istraživanja uzorkovano ih je 6. Izostavljena zona nije zadovoljavala kriterije pronalaska ciljanih stanišnih tipova na zadanoj dubini. Veliko jezero, tj. greben busenastog koralja kao jedina trenutna djelujuća zona potpune zabrane ribolova nema odgovarajuću kontrolnu točku stoga je analizirana samostalno bez usporedbe.

4. Rezultati

Istraživanjem područja Parka prirode Lastovsko otočje i Nacionalnog parka Mljet zabilježeno je ukupno 50 vrsta od kojih je 36 zapaženo na oba istraživana područja, 40 ih je ukupno zapaženo na području Parka prirode Lastovsko otočje, a 46 na području Nacionalnog parka Mljet. Pirka *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758) je najčešće zabilježena vrsta sa stopom prisutnosti na 85% vizualnih transekata te je ona uz crneja *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758), kneza *Coris julis* i fratra *Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) vrsta koja je zabilježena na svim istraživanim postajama. 23 vrste klasificirane su kao rijetke jer se pojavljuju na manje od 10% transekata uz tri vrste koje su zabilježene samo tijekom stacionarnog vizualnog cenzusa. *Labrus viridis* (drozd) jedina je strogo zaštićena vrsta zabilježena ovim istraživanjem (NN 144/2013). Cjeloviti popis vrsta, zabilježen na oba istraživanim područjima sadržan je u Tablici 6.

Tablica 6. Popis svih vrsta opaženih u akvatoriju Parka prirode Lastovsko otočje i Nacionalnog parka Mljet s pridruženom trofičkom grupom (TG), oznakom pelagičke vrste koje tvorbe plove (P) i oznakom rijetke vrste u istraživanju (R). Konstante a i b za računanje biomase pridružene su vrstama kojim je bilježena totalna duljina tijela (B).

L=vrsta opažena samo u PP Lastovsko otočje

M=vrsta opažena samo u NP Mljet

+ =vrsta opažena u PP i NP

Znanstveni naziv vrste	Hrvatski naziv vrste	Područje opažanja	TG	P	R	B	
						a	b
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	bukva	+	MICA	+		0,0169	2,8150
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	zubatac	+	MECA2		+	0,0134	3,1720
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	brancin	M	MACA2	+	+	0,0058	3,1460
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	špar	+	MECA2			0,0140	3,0730

<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	pic	+	MECA2		0,0229	2,8410
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	šarag	+	MECA2		0,0140	3,0560
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	fratar	+	MECA2		0,0123	3,0700
<i>Epinephelus costae</i> (Steindachner, 1878)	kirnja zlatica	M	MACA1	+	0,0176	2,8850
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	kirnja golema	+	MACA1		0,0091	3,1150
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	vrana	+	MECA1	+	0,0109	3,1200
<i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758	drozd	+	MECA1	+	0,0360	2,6690
<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	ovčica	M	MECA2	+	0,0056	3,2260
Mugilidae	cipli	M	OMN	+	0,0211	2,7040
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	trlja od kamena	+	MECA2		0,0039	3,3670
<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	ušata	+	MICA	+	0,0113	3,0170
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	pagar	L	MECA2	+	0,0117	3,3430
<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)	palamida	M	MACA2	+	0,0082	3,1300
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	salpa	+	HER		0,0049	3,2650
<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	kavala	M	MECA2	+	0,0354	3,0500
<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	skuša	L	MACA2	+	0,0141	2,8800

<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758	škrpun	+	MACA1	+	0,0171	3,0340
<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758	škarpina	+	MACA1	+	0,0155	3,2980
<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	gof	+	MACA2	+	+	0,0225 2,8470
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	kanjac	+	MACA1		0,0161	2,8250
<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)	pirka	+	MACA1		0,0065	3,2440
<i>Sparisoma cretense</i> (Linnaeus, 1758)	papigača	+	HER		0,0148	2,9760
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	orada	+	MECA2		0,0055	3,3370
<i>Sphyaena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)	škaram	M	MACA2	+	+	0,0050 2,9500
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	modrak	M	MICA	+	+	0,0097 3,0760
<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	girica	+	MICA	+	0,0133	2,8020
<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	kantar	+	MECA2		0,0089	3,1740
<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)	jera kirnjica	L	MICA	+		
<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	matuličić	+	MICA			
<i>Atherina</i> spp.	gavuni	+	MICA	+		
<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	crnej	+	MICA	+		
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	knez	+	MECA1			
<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758	murina	+	MACA1	+		

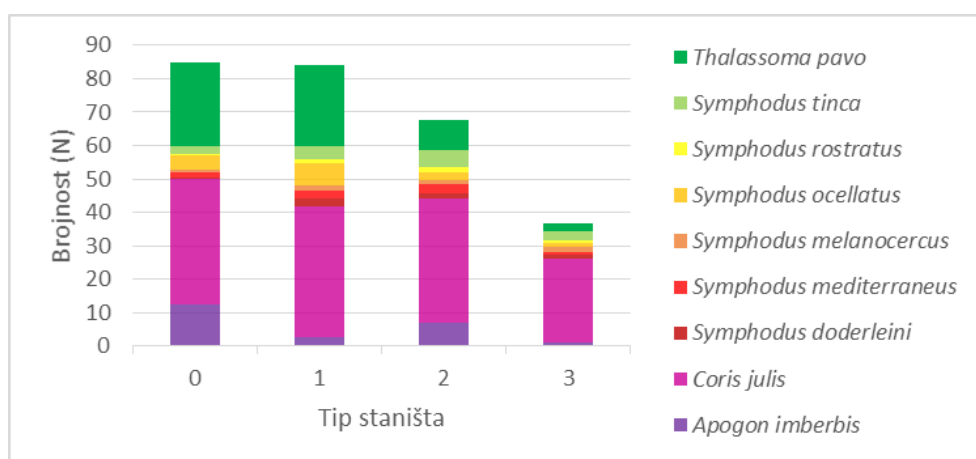
<i>Pseudocaranx dentex</i> (Bloch & Schneider, 1801)	šnjurak	M	MACA2	+	+
<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810	škrpinica	+	MACA1		+
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	hinac sivi	M	MECA1		+
<i>Symphodus doderleini</i> Jordan, 1890	hinac	+	MECA1		
<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	podujka	+	MECA1		
<i>Symphodus melanocercus</i> (Risso, 1810)	hinac crnorepak	+	MECA1		
<i>Symphodus melops</i> (Linnaeus, 1758)		+	MECA1		+
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	martinka	+	MECA1		
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	kosirica	+	MECA1		+
<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1791)	dugonoska	+	MECA1		
<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	lumbrak	+	MECA1		
<i>Thalassoma pavo</i> (Linnaeus, 1758)	vladika arbanaška	+	MECA1		
<i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)	plavoperajna tuna	L	MACA2	+	+

4.1 Struktura nekto-bentičke zajednice riba s obzirom na tip staništa

Za analize strukture zajednice s obzirom na stanište korišteni su podaci o 21 vrsti za bogatstvo vrsta i brojnost te 12 vrsta za biomasu. Korištene su vrste koje su zabilježene na barem 10% transekata a ne tvore plove. Stanište kategorije 0 su potpuno prekrivena zajednicom infralitoralnih alga, staništa 1 su s većinski prekrivena zajednicom infralitoralnih alga, staništa tipa 2 su polovično naselja posidonije polovično alge, a tip 3 su većinski naselja posidonije.

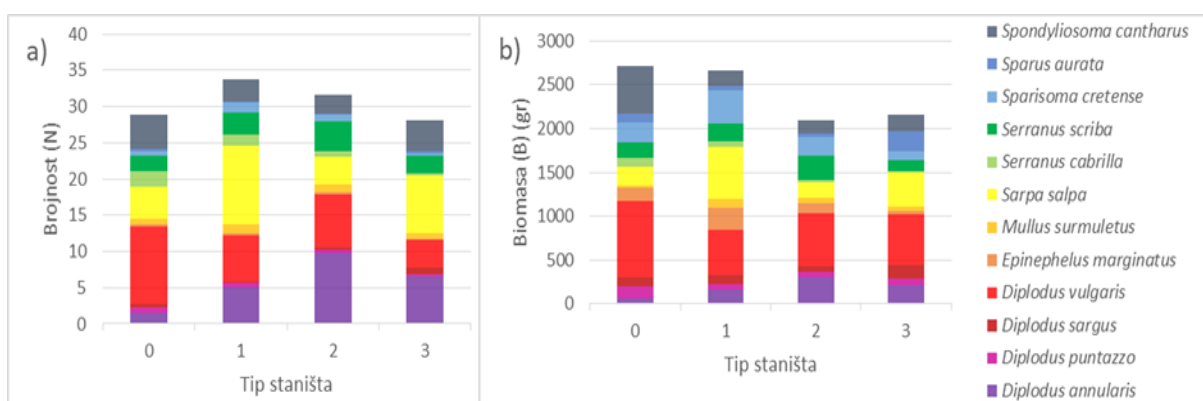
4.1.1 Raspodjela prosječnog bogatstva vrsta, brojnosti i biomase nekto-bentičkih riba među tipovima staništa

Od 21 vrste korištene u analizama prosječnog bogatstva, brojnosti i biomase sve vrste su zabilježene na svim tipovima staništa na minimalno 2 transekta, tj. potvrđena je prisutnost na tom tipu staništa, ali učestalost prisutnosti kod nekih vrsta varira između tipova staništa kao i njihova prosječna brojnost. Slika 7. prikazuje prosječnu brojnost 9 vrsta riba koje su uključene u analizu strukture ovisno o tipu staništa, a nije im bilježena totalna duljina jer nisu pod ribolovnim pritiskom. Prosječna brojnost ovih 9 vrsta na staništima 0 i 1 je slična te su srednje vrijednosti oko 85 jedinki, na staništu 2 oko 67, dok je na staništu 3 srednje vrijednosti 36 jedinki. Povećanjem udjela naselja posidonije u tipu staništa smanjuje se udio jedinki *Thalassoma pavo* dok druge vrste ostaju u podjednakim omjerima na svim tipovima staništa.



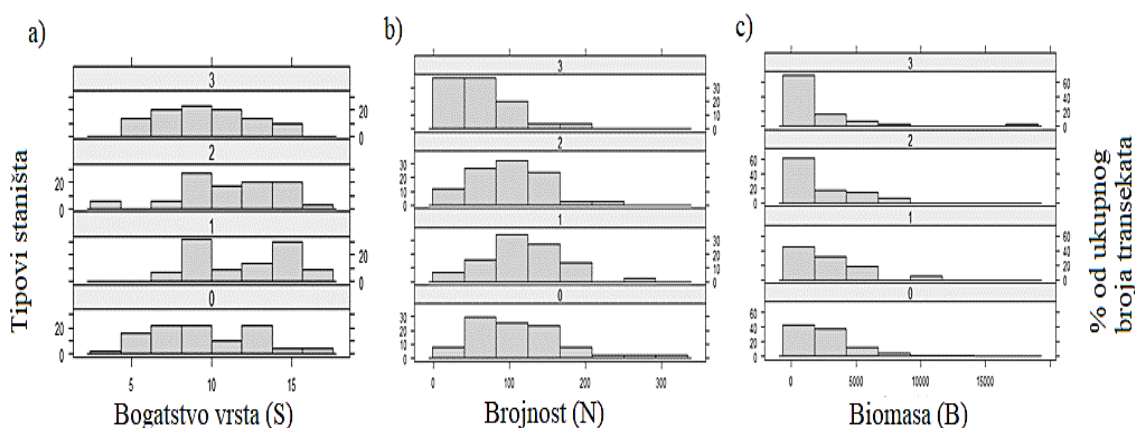
Slika 7. Prosječna ukupna brojnost po transektu i brojnost po vrstama od nekomercijalne važnosti na četiri tipa staništa.

Ostale vrste koje sudjeluju u analizi strukture zajednice u odnosu na tipove staništa, kojima je bilježena brojnost i veličina (linearnom regresijom dobivena biomasa) nalaze se na grafičkom prikazu prosječne brojnosti (Slika 8.a) i biomase (Slika 8.b). Prosječna ukupna brojnost među staništima je ujednačena te su srednje vrijednosti između 28 i 33 jedinice. Pad u prosječnoj vrijednosti biomase je na staništima 2 i 3. Omjer vrsta u prosječnim brojnostima i prosječnim biomasama je promjenjiv s obzirom na tip staništa. Fratar je najbrojniji i maseno najzastupljeniji na staništu tipa 0 isto kao i kantar *Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758). Salpa i špar prosječno su najvećih vrijednosti brojnosti i biomasu na staništu tipa 1, odnosno 2.



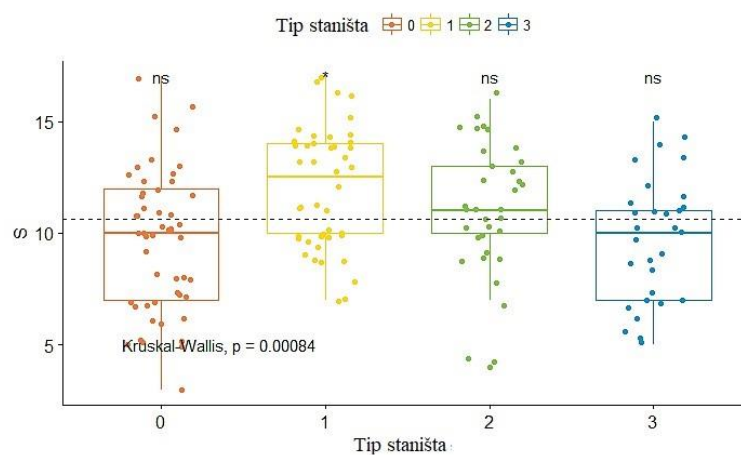
Slika 8. Prosječna ukupna brojnost i brojnost po vrstama (a) i prosječna biomasa i biomasa po vrstama (b) od komercijalne važnosti na četiri tipa staništa

Usljed pridruživanja svakom transektnom uzorku vrijednost univarijatnih indeksa bogatstva vrsta (S), brojnost (N) i biomasa (B) analizirana je razlika u medijanama S, N i B po tipu staništa Kruskal-Wallis testom nakon potvrde histogramom (Slika 9.). da vrijednosti indeksa imaju slične distribucije po tipu staništa



Slika 9. Usporedba distribucija podataka univarijatnih indeksa: bogatstvo vrsta (S) a), brojnost (N) b) i biomasa (B) c) na četiri tipa staništa.

Razlika u raspodjeli bogatstva vrsta za 21 odabranu vrstu po transektu u ovisnosti o tipu staništa pokazala se statistički značajnom (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 16.638$, $df = 3$, $p = 0,00083$). Utvrđivanje koji tip staništa pokazuje dominaciju nad drugim utvrđeno je *post hoc* Dunn testom kojim je utvrđena statistički značajna razlika u bogatstvu vrsta (S) između tipa staništa 0 i 1 ($p=0,0013^*$), staništa 0 i 2 ($p=0,0195^*$) te staništa 1 i 3 ($p=0,036^*$). Stanište 1 ima statistički značajno veći medijan broja zapaženih vrsta u odnosu na staništa 0 i 3, dok tip 2 ima statistički veći medijan broja zapaženih vrsta u odnosu na stanište 0. Slika 10. sadržava vizualne rezultata testa kao i prikaz distribucije vrijednosti indeksa bogatstva vrsta (S) svakog pojedinog transekta.

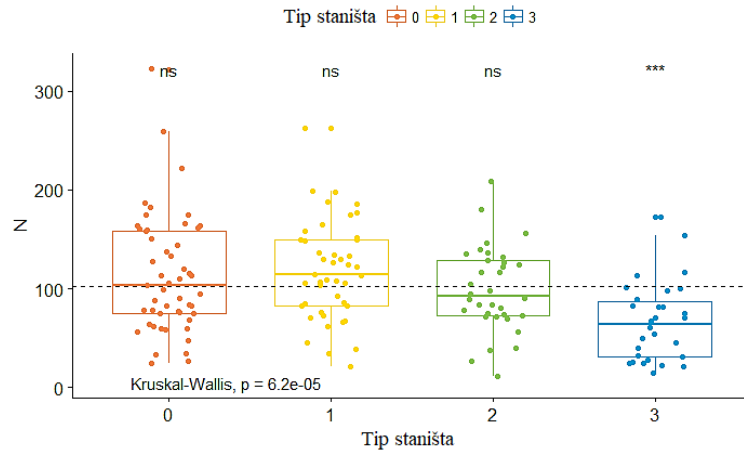


Slika 10. Box-plot prikaz raspodjele bogatstva vrsta (S) transekata (●) na četiri tipa staništa i statistička značajnost Kruskal-Wallis testa

(Razina značajnosti: ns = nije značajno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$)

(Medijan —, 25%-75% percentil □, minimum-maksimum |)

Raspodjela brojnosti za 21 odabranu vrstu po transektu u ovisnosti o tipu staništa pokazala se također statistički značajnom (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 22,108$ $df = 3$, $p = 6,193e-05$). Utvrđivanje koji tip staništa pokazuje dominaciju nad drugim utvrđeno je *post hoc* Dunn testom kojim je utvrđena statistički značajna razlika u brojnosti (N) između tipa staništa 0 i 3 ($p=0,0001^*$), staništa 1 i 3 ($p=0,0000^*$) te staništa 2 i 3 ($p=0,0038^*$). Stanište tipa 3 ima statistički značajno manji medijan brojnosti u odnosu na sva ostala staništa. Slika 11. sadržava vizualne rezultata testa kao i prikaz distribucije vrijednosti brojnosti (N) svakog pojedinog transekta.

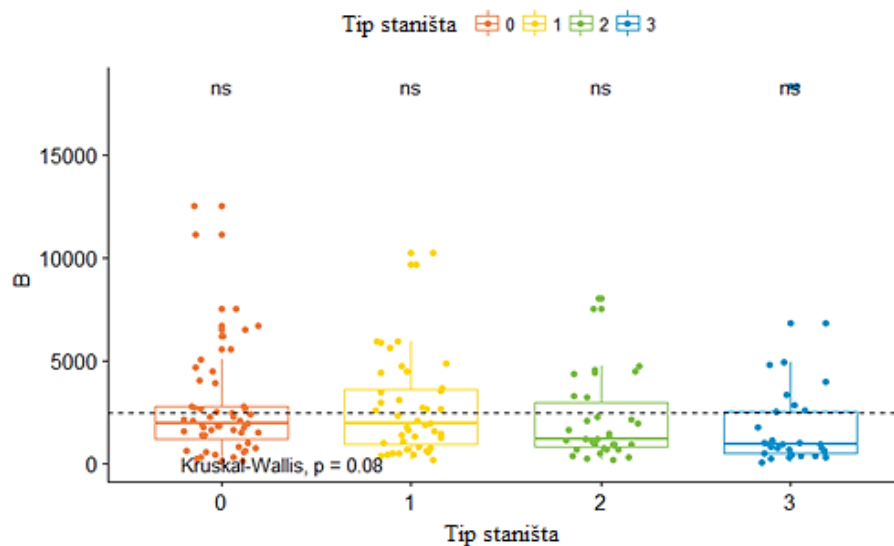


Slika 11. Box-plot prikaz raspodjele brojnosti (N) transekata na četiri tipa staništa i statistička značajnost Kruskal-Wallis testa

(Razina značajnosti: ns = nije značajno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$)

(Medijan —, 25%-75% percentil □, minimum-maksimum |)

Raspodjela biomase za 12 odabranih vrsta po transektu u ovisnosti o tipu staništa nije pokazala statističku značajnost (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 6,7655$ $df = 3$, $p = 0,07976$). Slika 12. sadržava vizualne rezultata testa kao i prikaz distribucije vrijednosti biomase (B) svakog pojedinog transekta.



Slika 12. Box-plot prikaz raspodjele biomase (B) transekata na četiri tipa staništa i statistička značajnost Kruskal-Wallis testa

(Razina značajnosti: ns = nije značajno; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$)

(Medijan —, 25%-75% percentil □, minimum-maksimum |)

4.1.2 Raspodjela kvalitativne i kvantitativne strukture nekto-bentičke zajednice riba među tipovima staništa

U različitim tipovima staništa utvrđen je sličan broj nekto-bentičkih vrsta riba premda je stanište 1 imalo statistički značajno veći medijan broja vrsta, međutim kako bi istražili postoji li razlika u sastavu tih zajednica korišten je Jaccard koeficijent sličnosti. Analizom varijance pojedinačnih Jaccardovih koeficijenata sličnosti za svaki par transekata ustanovljena je statistički značajna razlika sastava vrsta riba među tipovima staništa. Uslijed značajnog testa homogenosti multivarijatne raspršenosti rezultati PERMANOVE nisu pouzdani te se odbacuju.

Utvrđena je sličnost u prosječnoj brojnosti na staništima 0, 1 i 2 te statistička razlika u brojnosti na staništu 3 u odnosu na ostala staništa. Kako bi istražili postoji li razlika u raspodjeli brojnosti vrsta između staništa korišten je Bray-Curtis koeficijent sličnosti. PERMANOVA analiza pojedinačnih Bray-Curtis koeficijenata sličnosti za svaki par transekata (vizualnih cenzusa) između različitih tipova staništa pokazala je statistički značajne razlike (Tablica 7.). Test homogenosti multivarijatne raspršenosti nije se pokazao statistički značajnim (Tablica 8.) stoga se rezultati PERMANOVE mogu jednoznačno tumačiti. Naznake razdvojenost priobalnih zajednica među 4 tipa staništa vidljiva je iz MDS 3D ordinacijskog prikaza konstruiranog na temelju Bray-Curtis koeficijenta sličnosti (3D stres: 0,19) (Slika 13.)

Tablica 7. Rezultati PERMANOVA testa za razlike u brojnosti između tipova staništa

Izvor varijabilnosti	Stupnjevi slobode	Suma kvadrata	F	p
Tip staništa	3	2,83	6,87	0,001***
Ostatak	155	21,31		

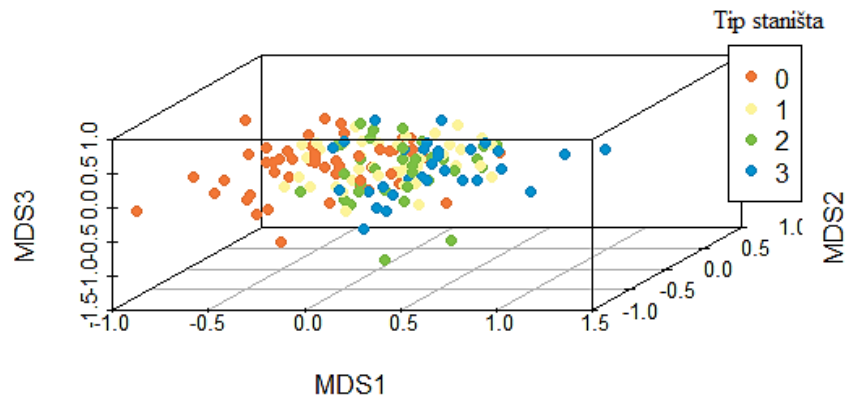
(Razina značajnosti: ns = nije značajno; *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001)

Tablica 8. Rezultati testa multivarijatne raspršenosti brojnosti između tipova staništa

Izvor varijabilnosti	Stupnjevi slobode	Suma kvadrata	Srednja vrijednost	F	p
Tip staništa	3	0,05	0,02	1,32	0,269 ^(ns)
Ostatak	155	1,84	0,001		

(Razina značajnosti: ns = nije značajno; *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001)

3D Stres: 0,19



Slika 13. MDS ordinacijski prikaz raspodjele brojnosti prema različitom tipu staništa. Svaka točka na grafu odgovara pojedinačnom transektu.

Sličnost u medijanama biomase zabilježena je među svim staništima no kako bi istražili postoji li razlika u raspodjeli biomase vrsta između staništa korišten je Bray-Curtis koeficijent sličnosti. PERMANOVA analiza pojedinačnih Bray-Curtis koeficijenata sličnosti za svaki par transekata (vizualnih cenzusa) između različitih tipova staništa pokazala je statistički značajne razlike (Tablica 9.). Test homogenosti multivarijatne raspšenosti nije se pokazao statistički značajnim (Tablica 10.) stoga se rezultati PERMANOVE mogu jednoznačno tumačiti. Naznake razdvojenost priobalnih zajednica vidljiva je iz MDS 3D ordinacijskog prikaza konstruiranog na temelju Bray-Curtis koeficijenta sličnosti (3D stres: 0,17) (Slika 14.).

Tablica 9. Rezultati PERMANOVA testa za razlike u biomas između tipova staništa

Izvor varijabilnosti	Stupnjevi slobode	Suma kvadrata	F	p
Tip staništa	3	3,41	5,45	0,001***
Ostatak	155	32,34		

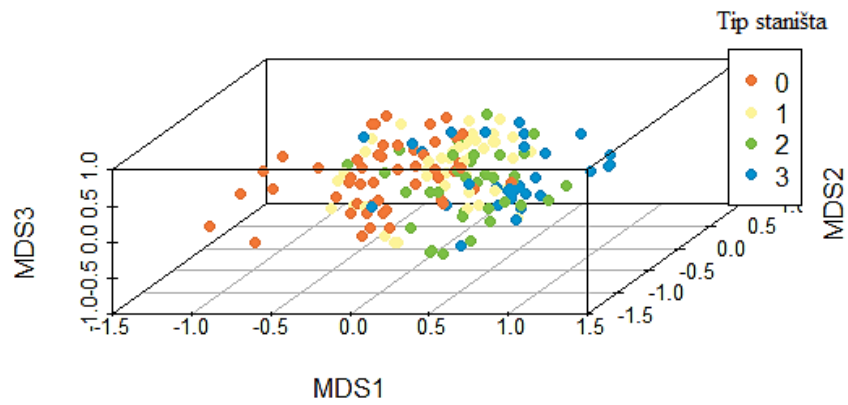
(Razina značajnosti: ns = nije značajno; *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001)

Tablica 10. Rezultati testa multivarijatne raspšenosti biomase između tipova staništa

Izvor varijabilnosti	Stupnjevi slobode	Suma kvadrata	Srednja vrijednost	F	p
Grupacije	3	0,04	0,01	1,18	0,323 ^(ns)
Ostatak	155	1,55	0,01		

(Razina značajnosti: ns = nije značajno; *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001)

3D Stres: 0,17



Slika 14. MDS ordinacijski prikaz raspodjele biomase prema različitom tipu staništa. Svaka točka na grafu odgovara pojedinačnom transektu.

4.2 Struktura nekto-bentičke zajednice riba s obzirom na razinu kompleksnosti staništa

Za analize strukture zajednice s obzirom na kompleksnost staništa korišteni su podatci o 21 vrsti za bogatstvo vrsta i brojnost te 12 vrsta za biomasu. Korištene su vrste koje su zabilježene na barem 10% transekata, a ne tvore plove.

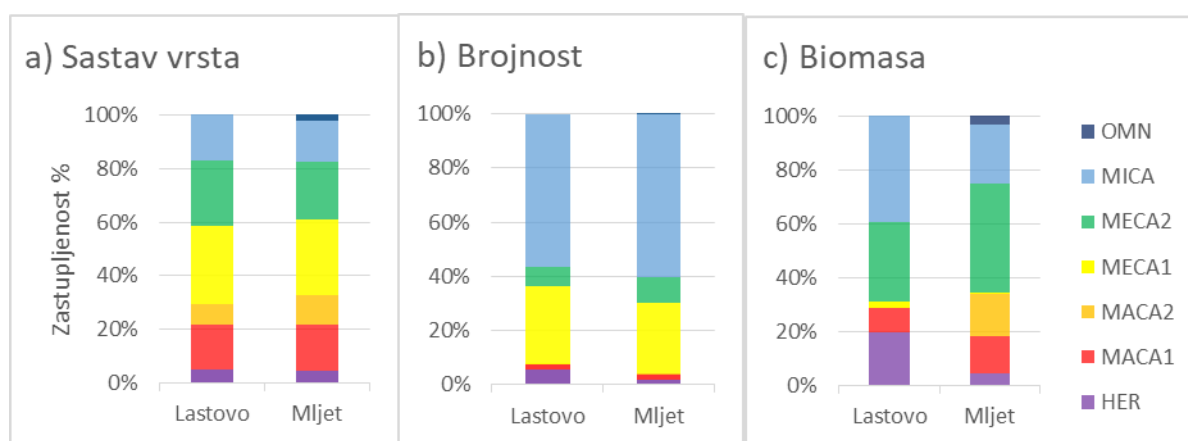
Korišteni set podataka o bogatstvu vrsta (S), brojnosti (N) i biomasi (B) po transektima je identičan onome za analizu ovisnosti o staništu, no testiranje statističke značajnosti razlike u medijanima tih univarijatnih indeksa nije bilo moguće zbog nezadovoljenja uvjeta o sličnoj distribuciji među setovima podataka. Staništa razine kompleksnosti 0 nisu zadovoljavala uvjet dok među ostalim razinama kompleksnosti, koji su zadovoljili uvjet nije postojala statistički značajna razlika ni za jedan od tri indeksa (S, N i B). Stoga, ne postoji statistički značajna razlika u broju vrsta, ukupnoj brojnosti jedinki i ukupnoj biomasi između staništa koja pokazuju određen stupanj kompleksnosti.

Multivarijatnu analizu sastava vrsta (na temelju Jaccard matrice sličnosti) te raspodjelu brojnosti i biomase (Bray-Curtis matrice sličnosti) ovisnu o razini kompleksnosti staništa nije moguće jednoznačno tumačiti kao postojanje statističke značajnosti premda je test PERMANOVA bio statistički značajan. Uzrok tomu je statistički značajna razlika u homogenosti podataka unutar svake od četiri razine kompleksnosti, te se podatci PERMANOVE moraju proglasiti nevalidnima. MDS ordinacijski prikazi nisu se pokazali informativnima.

4.3 Struktura nekto-bentičke zajednice riba u morskim zaštićenim područjima Lastovskog otočje i otoka Mljeta

4.3.1 Trofička struktura

Struktura zajednica riba PP Lastovsko otočje i NP Mljet prema trofičkim kategorijama vrlo je ujednačena s obzirom na sastav i brojčanu zastupljenost uspoređujući ta dva morska zaštićena područja, dok se uočavaju razlike s obzirom na biomasenu zastupljenost prema trofičkim kategorijama. Brojčano na oba područja dominiraju mikrokarnivori s 56% u PP Lastovsko otočje, odnosno 60% u NP Mljet. Drugi u brojnosti su mezokarnivori iz porodice Labridae s 29% odnosno 26%. Sve ostale kategorije zastupljene su s manje od 10% u oba područja, osim omnivora (porodica Mugilidae) koji nisu zabilježeni u PP Lastovsko otočje. Razlika u biomasenoj zastupljenosti među područjima najviše se uočava u zamijenjenim položajima mikrokarnivora koji su maseno najzastupljeniji u PP Lastovsko otočje s udjelom od 39% dok su drugi ostali mezokarnivori s 29%. Ostali mezokarnivori zato su najzastupljenija kategorija u NP Mljet s 40% udjelom, dok su mikrokarnivori drugi s udjelom od 22%. Kategorija herbivora je na području Lastova treća najzastupljenija s 20%, dok su na Mljetu udjelom biomase treći pelagički makrokarnivori s udjelom od 16%. Pelagički makrokarnivori kojima je ujedno bilježena veličina na Lastovu su zabilježeni u maloj količini. Struktura po trofičkim kategorijama prikazana je na Slici 15. a), b) i c)



Slika 15. Sastav vrsta (a), prosječna brojčana (b) i masena zastupljenost (c) trofičkih kategorija u dva područja istraživanja

4.3.2 Veličinska struktura interesnih vrsta

Vrstama od posebnog interesa kao komercijalno isplative vrste ili vrste koje su zabilježene na većini postaja je razmotrena raspodjela procijenjenih veličina u područjima istraživanja: NP Mljet i, PP Lastovsko otočje. Veličinska frekvencija i raspodjela opaženih jedinki pelagičkih vrsta te malih i srednjih nekto-bentičkih vrste s obzirom na područje prikazano je na slici 19.a)-i).

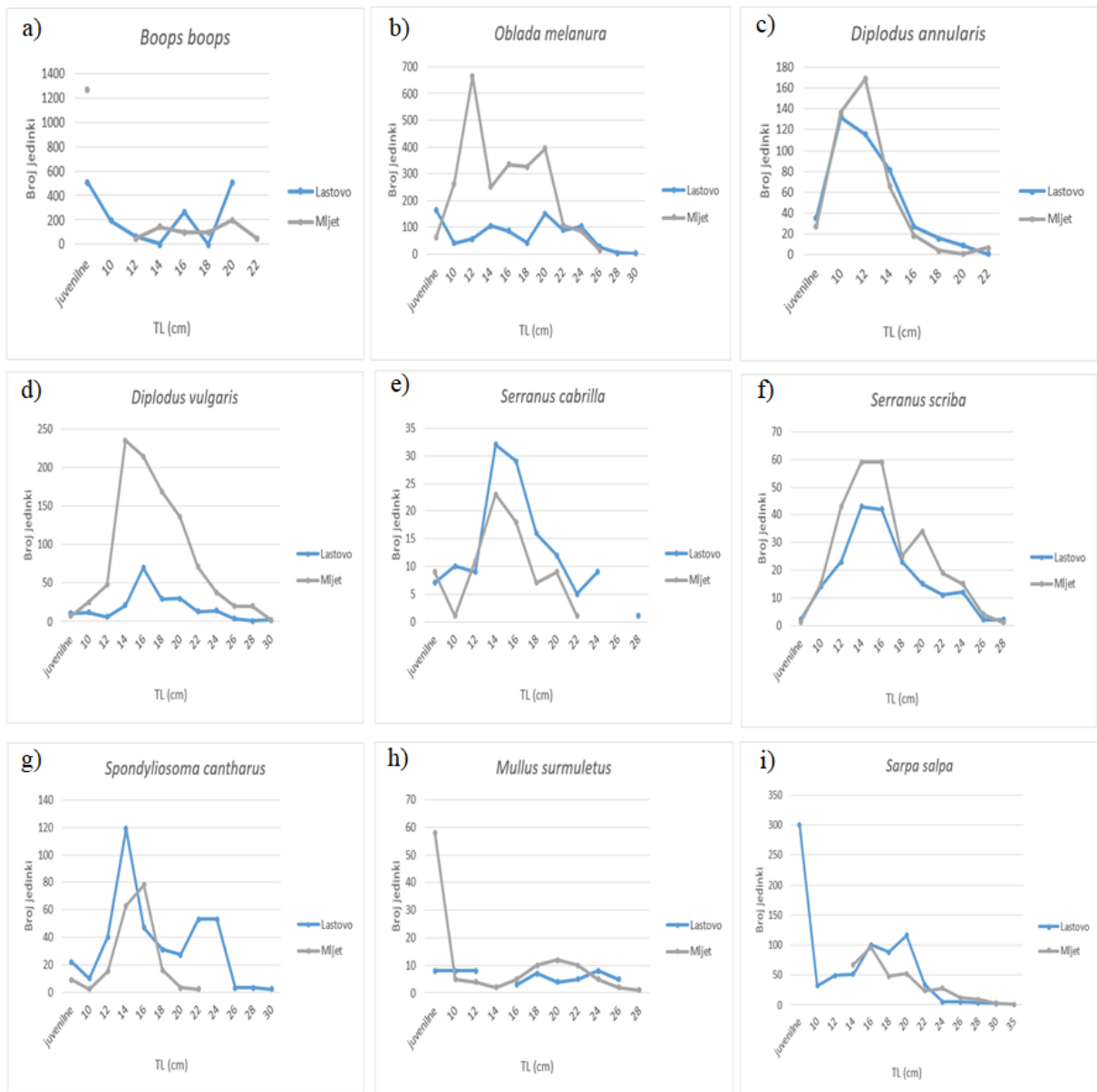
Vrsta *Boops boops* (Linnaeus, 1758) (bukva) (Slika 16.a) ukupno je zabilježena na 19 postaja te je najbrojnija vrsta kojoj je bilježena veličina u cijelom istraživanju. U području Lastovskog otočja s ukupno 1548 jedinki te u području NP Mljet s ukupno 1899 jedinki. U području Lastova najveća je brojnost juvenilnih i velikih bukvi, dok je veličinska struktura u području NP Mljet ujednačena.

Sličnu strukturu ima i ušata (*Oblada melanura*) (Slika 16.b) koja je druga najbrojnija vrsta u istraživanim područjima s ukupnim brojem jedinki 872 na području Lastova koje ima ujednačeniju strukturu zajednice, dok je U NP Mljet zabilježeno 2501 jedinka od kojih je najveći udio subadultnih jedinki.

Struktura nekomercijalne no česte vrste iz porodice Sparidae, špar (*Diplodus annularis*) (Slika 16.c) gotovo je identična u dva istraživana područja. Špar je zabilježen na 27 postaja, s ukupno 417 jedinki u području Lastova, odnosno 430 jedinki u NP Mljet. Najveći broj jedinki zabilježen je u subadultnoj fazi.

Vrste fratar (*Diplodus vulgaris*) (Slika 16.d), kanjac (*Serranus cabrilla*) (Slika 16.e), pirka (*Serranus scriba*) (Slika 16.f) i kantar (*Spondyllosoma cantharus*) (Slika 16.g) česte su vrste na oba istraživana područja od kojih je fratar najbrojniji i jedini koji ima zamjetne razlike u strukturi među područjima. Većina ovih vrsta u demografskoj strukturi ima najviše subadultnih i manjih adultnih jedinki.

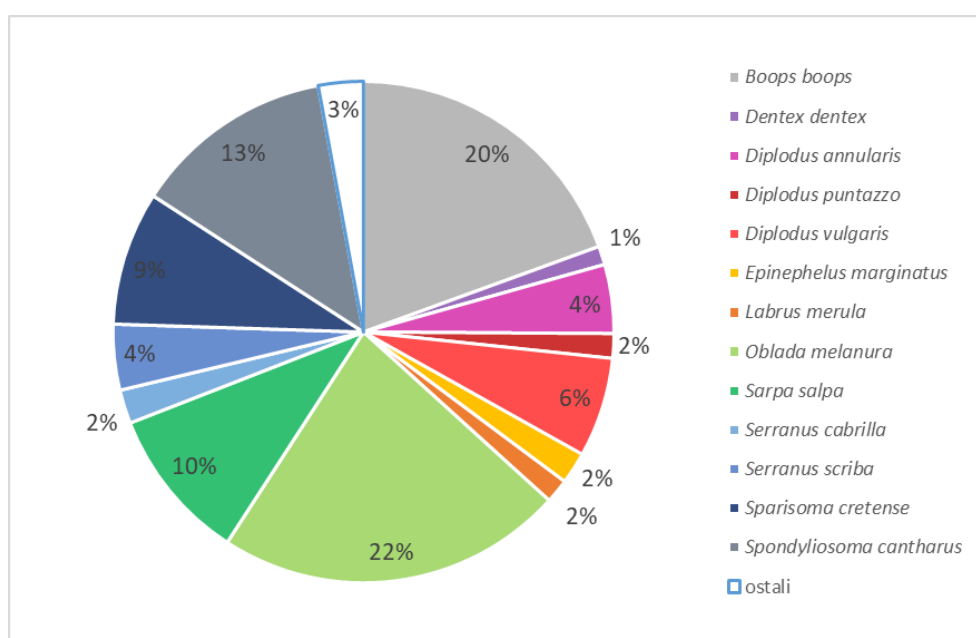
Veličinska strukturu trlje od kamena (*Mullus surmuletus*) (Slika 16.h) i salpe (*Sarpa salpa*) (Slika 16.i) ima velik broj juvenilnih jedinki i niske vrijednosti u broju jedinki subadultnih i adultnih stadija.



Slika 16. Veličinska struktura a) *Boops boops*, b) *Oblada melanura*, c) *Diplodus annularis*, d) *Diplodus vulgaris*, e) *Serranus cabrilla*, f) *Serranus scriba*, g) *Spondylisoma cantharus*, h) *Mullus surmuletus* i i) *Sarpa salpa* u morskom zaštićenom području Lastovskog otočja (—) i otoka Mljeta (—)

4.3.3 Struktura zajednice nekto-bentičkih riba u Parku prirode Lastovsko otočje

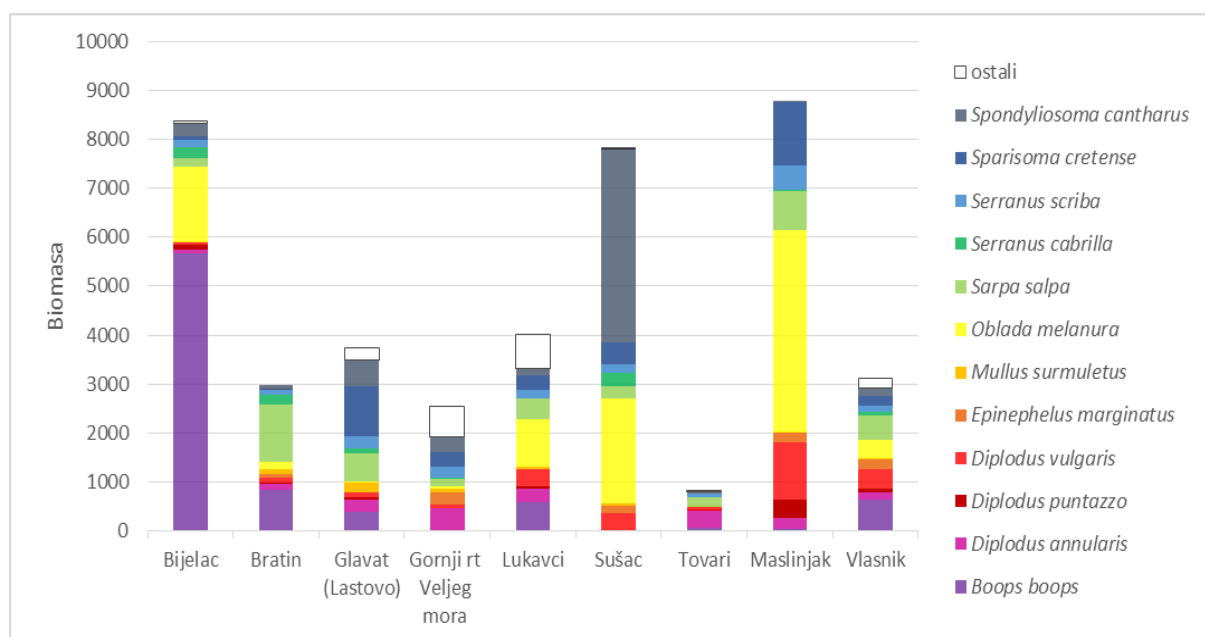
Ukupno je na Lastovu zabilježeno 40 vrsta. Postaje sa zabilježenim najvećim brojem vrsta su Glavat (Lastovo) i Tovari sa zabilježenom 21 vrstom. Od 40 zabilježenih vrsta 23 je onih procijenjene kao komercijalno važne te im je bilježena veličina radi procjene biomase. Slika 17. prikazuje njihove biomasene udjele. Od njih 23 masenim udjelom na cijelom području dominiraju dvije mikrokarnivorne vrste bukva, *Boops boops*, (20%) i ušata, *Oblada melanura*, (22%) koje rade plove i na nekoliko postaja čine većinu biomase (Slika 18.). 10 vrsta čiji je udio u ukupnoj prosječnoj biomasi bio manji od 1%, prosječne biomase su zbrojene u kategoriju ostali. To su većinom vrste zabilježene na jednom ili dva transekta u malim količinama (pr. *Labrus viridis* (drozd), *Seriola dumerili* (Risso, 1810) (gof), *Sparus aurata* (orada), ...).



Slika 17. Masena zastupljenost nekto-bentičkih riba (kojima je bilježena duljina tijela) u PP Lastovsko otočje

U detaljnijoj analizi sastava zajednice nekto-bentičkih riba pojedinih postaja unutar zaštićenog područja Lastovskog otočja korišteni su podatci o prosječnoj biomasi na postaji za 12 vrsta koje su bile prisutne na barem 5 od 9 postaja u području Parka (Slika 18.) ostale vrste ni na jednoj postaji nemaju značajnu masenu zastupljenost pa su im prosječne biomase zbrojene pod kategoriju „ostali“.

Vrste koje su prisutne na svim postajama su *Diplodus vulgaris*, *Mullus surmuletus*, *Oblada melanura*, *Sarpa salpa*, *Serranus cabrilla*, *Serranus scriba* i *SpondylIOSoma cantharus*. Premda prisutne na svim postajama, njihov maseni udio je jako promjenjiv. Postaje Bratin, Maslinjak i Vlasnik su jedine koje imaju zabilježenu prisutnost svih ovdje prezentiranih 12 vrsta.



Slika 18. Prosječna biomasa na postajama PP Lastovsko otočje i masena zastupljenost po vrstama (procjenjivane veličine)

Postaja Bijelac je druga u prosječnoj biomasi po transektu te najveći udio u prosječnoj biomasi odlazi na dvije vrste mikrokarnivornih riba koje formiraju plove, *Boops boops* (68%) i *Oblada melanura* (19%). Dok su ostalih 8 vrsta zastupljene malim udjelima (<3%). Ukupno je na ovoj postaji zabilježeno 20 vrsta.

Na postaji Bratin ukupno je zabilježeno 19 vrsta od kojih je 12 prisutno na grafičkom prikazu iznad sa svojim prosječnim masenim zastupljenostima. Također u biomasenoj zastupljenosti dominira *Boops boops* (28%) koja tvori plove, ali i herbivorna vrsta salpa, *Sarpa salpa* (39%). Udio ostalih 10 vrsta u biomasi je, kao i na postaji Bijelac, nizak (<7%).

Postaja Glavat (Lastovo) najbrojnija je postaja u broju vrsta na Lastovu (21) te postaja s dosta ujednačenim masenim udjelima. Vrsta *Oblada melanura* koja je na većini postaja prisutna s velikim prosječnim biomasenim udjelom ovdje je zabilježena u neznatnim

količinama dok je najzastupljenija papigača, *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) (28%), a značajan je veći udio vrsta salpa, *Sarpa salpa* (15%) i kantar, *Spondyliosoma cantharus* (14%)

Gornji rt Veljeg mora je postaja s niskom prosječnom biomasom te vrlo ujednačenim omjerima prosječne biomase vrsta te čak 5 vrsta ima maseni udio veći od 10%. Najveći udio ima fratar, *Diplodus annularis* (17%) dok se među najzastupljenijima u biomasi i makrokarnivor kirnja golema, *Epinephelus marginatus* (10%). Ukupni broj vrsta zabilježen na ovoj postaji je 18.

Kao i na postaji Bijelac, na postaji Lukavci najzastupljenije su *Boops boops* (15%) i *Oblada melanura* (27%) dok je ostatak vrsta podjednako sudjeluje u masenoj zastupljenosti postaje na kojoj je ukupno zabilježeno 20 vrsta od kojih je 17 klasificirano kao lovne, komercijalno isplative.

Postaja na Sušcu jedina je s prosječnim udjelom biomase vrste *Spondyliosoma cantharus* višim od 50%, druga dominantna vrsta je *Oblada melanura*, dok su ostale vrste zastupljene s prosječnom biomasom manjom od 5%. Ukupan broj vrsta zabilježen na postaji je 18.

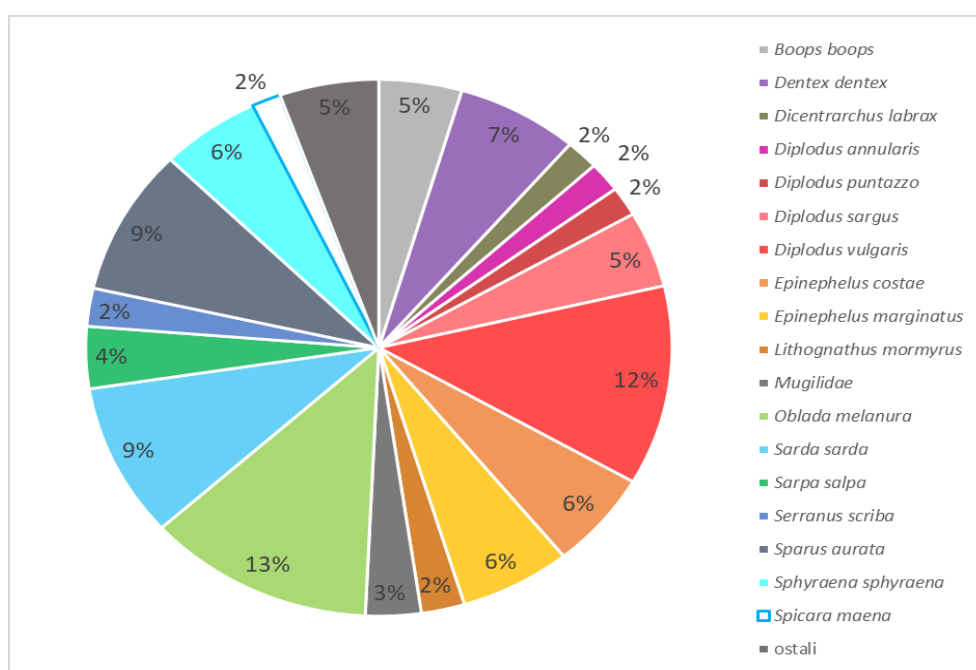
Tovari su postaja koja je, kao i Glavat, najbrojnija u ukupnom broju zapaženih vrsta (21), no s najmanjom prosječnom biomasom u kojoj s 43% dominira vrsta *Diplodus annularis* kao i na postaji Gornji rt Veljeg mora koja također ima nisku prosječnu biomasu po transektu.

Prosječnom biomasom najbogatija je postaja Maslinjak na kojoj je zapaženo ukupno 18 vrsta, od kojih je 12 prisutno u ovoj analizi. Najveći udio ponovno ima vrsta koja tvori plove *Oblada melanura* (47%) dok su s 15%, odnosno 14% zastupljene još *Sparisoma cretense* i *Diplodus vulgaris*.

Postaja Vlasnik premda pripada među postaje s nižom prosječnom biomasom pokazuje najujednačeniji biomaseni sastav zajednice te ni jedna vrsta ne prelazi masenu zastupljenost od 22% (*Boops boops*).

4.3.4 Struktura zajednice nekto-bentičkih riba u Nacionalnom parku Mljet

Ukupno je na području NP Mljet zabilježeno 46 vrsta. Postaja sa zabilježenim najvećim brojem vrsta je Pomeštak (28). Od 46 zabilježenih vrsta 29 je onih procijenjene kao komercijalno važne te im je bilježena veličina radi procjene biomase. Od njih 29 prosječnim masenim udjelom ne dominira niti jedna vrsta, no najvećeg udjela je *Oblada melanura* (13%) kao i na području PP Lastovo i *Diplodus vulgaris* (12%). 11 vrsta čiji je udio u ukupnoj prosječnoj biomasi bio manji od 1%, prosječne biomase su im zbrojene u kategoriju „ostali“ u grafičkom prikazu masenog udjela na Slici 19. To su većinom vrste zabilježene na nekoliko transekta u malim količinama kao i na području Lastova (pr. *Labrus viridis* (drozd), *Seriola dumerili* (gof),...).



Slika 19. Masena zastupljenost nekto-bentičkih riba (procjenjivane veličine) u NP Mljet

U svrhu utvrđivanja jesu li za buduće zone potpune zabrane ribolova odabrane odgovarajuće kontrolne postaje, napravljena je paralelna analiza među postajama unutar zone i njihovih kontrolnih točaka na temelju sličnosti u sastavu, prosječnoj brojnosti i biomasi te masenoj zastupljenosti. Također je uspoređena raznolikost tipova staništa definirana u prethodno iznesenim rezultatima. Postajama su uspoređeni su glavni univarijatni indeksi; ukupan broj vrsta (S), brojnost (N), biomasa (B) te su računani indeksi sličnosti: Jaccard kao mjera faunističke sličnosti i Bray-Curtis za mjeru kvalitativne sličnosti u brojnosti i biomasi.

4.3.4.1 Zona 1

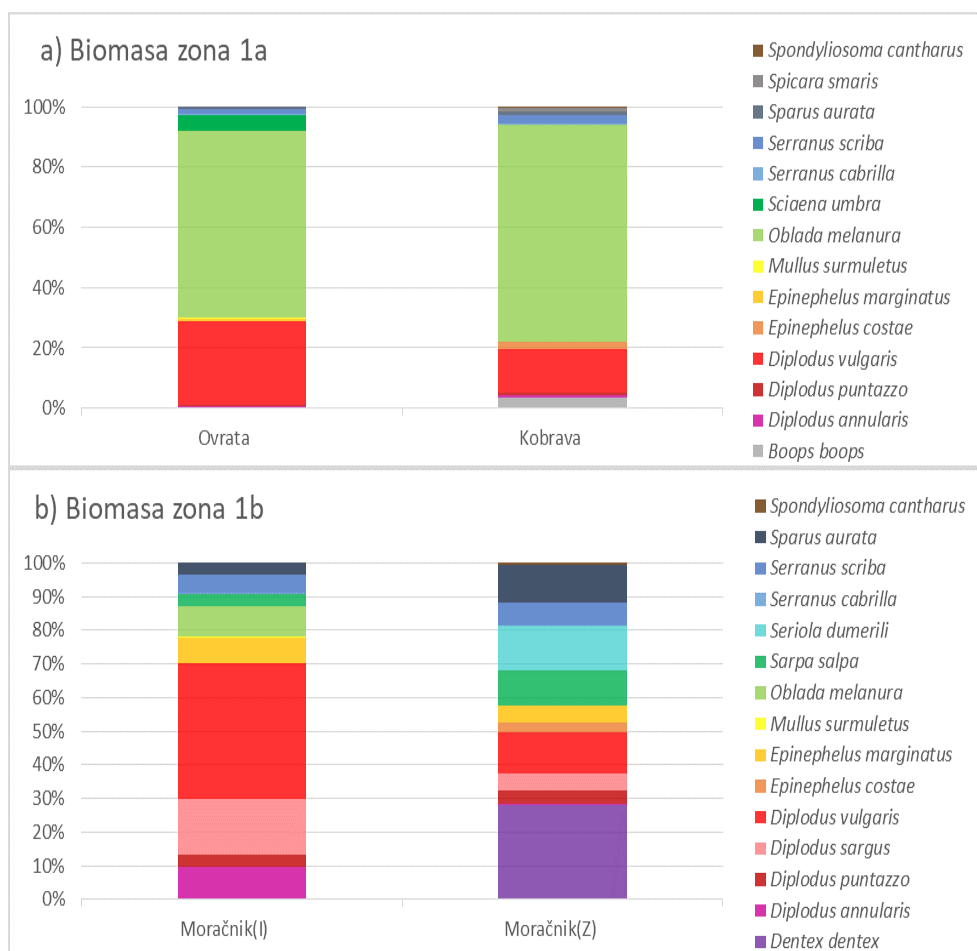
Planirana prva zona potpune zabrane ribolova obuhvaćat će područje sjeveroistočnog dijela NP Mljet istočno od naselja Polače oko otočića Ovrata, točnije prolaz između otočića Moračnik na sjeveru i Kobrave na jugu. Unutar područja odabrane su dvije postaje i pripadajuće dvije kontrolne postaje izvan područja. Na karti područja istraživanja (Slika 4.) postaje u zoni 1 su označene brojevima 5, 11, 12 i 13. Postaji Ovrata kontrolna je postaja Kobrava, a Moračniku istok je kontrola Moračnik zapad. U Tablici 11. uspoređeni su glavni univarijantni indeksi za svaku od postaja, tj. parova postaja i indeksi sličnosti.

Prvi par postaje u zoni zabrane i kontrole, Ovrata i Kobrava, imaju stupanj faunističke sličnosti od 79%, kao i sličnost u raspodjeli brojnosti vrsta (74%) i biomase (74%). Sličnost u raspodjeli biomase također vidljivo iz Slike 20.a gdje je prikazana masena zastupljenost vrsta 14 vrsta od kojih su *Oblada melanura* (>60%) i *Diplodus vulgaris* (>14%) najzastupljenije dok su ostale vrste maseno mnogo manje zastupljene (<5%). Također na obje postaje se mogu naći većina tipova staništa interesnih infralitoralnih zajednica.

Postaja Moračnik istok (I) i kontrola Moračnik zapad (Z) pokazuju nešto niži stupanj faunističke sličnosti 67%, te veću sličnost u raspodjeli brojnosti (69%) nego biomase (55%). Niska razina sličnosti u biomasenoj raspodjeli vidljiva je na Slici 20.b. Tipovi staništa su usklađeni na obje postaje.

Tablica 11. Usporedba broja vrsta (S), brojnosti (N) i biomase (B) i indeksi sličnosti s kontrolnom postajom: sastava (Jaccard, J), raspodjele brojnosti (Bray-Curtis, QS_N) i raspodjele biomase (Bray-Curtis, QS_B) između postaja u predloženoj 1. zoni potpune zabrane ribolova i njihovih kontrola.

Zona 1	1a		1b	
Postaja	Ovrata	Kobrava	Moračnik (I)	Moračnik (Z)
Zona zabrane (+) ili kontrola (-)	+	-	+	-
broj vrsta (S)	23	22	20	22
prosječna brojnost (N)	293	227	278	147
prosječna biomasa (B) (kg)	6,9	5,8	5,5	3,9
zastupljeni tipovi staništa	0, 1, 2	0, 1, 3	0, 2	0, 2
sličnosti sastava (J)	79%		67%	
sličnosti raspodjele brojnosti (QS_N)	74%		69%	
sličnosti raspodjele biomase (QS_B)	74%		55%	



Slika 20. Masena zastupljenost nekto-bentičkih vrsta komercijalne važnosti na postaja u zoni 1 potpune zabrane ribolova i izvan nje na kontrolnim postajama. a) Zona 1a Ovrata i Kobrava, b) Zona 1b Moračnik istok (I) i Moračnik zapad (Z)

4.3.4.2 Zona 2

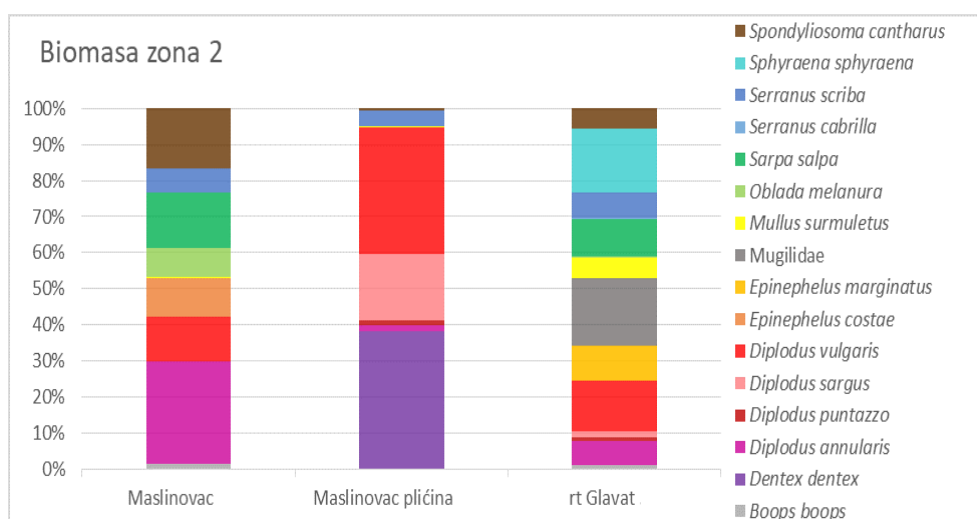
Planirana druga zona potpune zabrane ribolova obuhvaćat će područje sjever-sjeveroistočnog dijela NP Mljet kod hridi Maslinovac, točnije izlaz iz uvale Stupa. Unutar područja odabrane su dvije postaje i pripadajuća jedna kontrolna postaja izvan područja. Na karti područja uzorkovanja (Slika 4.) postaje u zoni 2 su označene brojevima 9, 10 i 15. Postajama Maslinovac i Maslinovac plićina kontrolna je postaja rt Glavat. U Tablici 12. uspoređeni su glavni univarijatni indeksi za svaku od postaja, tj. parova postaja i indeksi sličnosti.

Ne postoji druga kontrolna postaja stoga je prva usporedba između postaje Maslinovac i rt Glavat, a potom Maslinovac plićina i rt Glavat. Maslinovac (61%) i Maslinovac plićina (62%) imaju stupanj faunističke sličnosti s kontrolnom postajom rt Glavat oko 60%, te nešto

viši stupanj sličnosti u raspodjeli brojnosti vrsta (68%, odnosno 72%). Sličnost u raspodjeli biomase je jako niska (55% i 41%) što je vidljivo i na grafičkom prikazu (Slika 21.). Prosječna biomasa najveća je na postaji Maslinovac pličina i to zaslužujući velikom udjelu 3 komercijalno važne vrste (*Dentex dentex* 38%, te *Diplodus vulgaris* 35% i *D.sargus* 18%) no na ostalim postajama njihov udio nije dominantan. Tipovi staništa zastupljeni na svim postajama su kombinirana staništa promjenjivih udjela interesnih zajednica infralitorala.

Tablica 12. Usporedba broja vrsta (S), brojnosti (N) i biomase (B) i indeksi sličnosti sastava (Jaccard, J), raspodjele brojnosti (Bray-Curtis, QS_N) i raspodjele biomase (Bray-Curtis, QS_B) između postaja u predloženoj 2. zoni potpune zabrane ribolova i njihove kontrole.

Zona 2			
Postaja	Maslinovac	Rt Glavat	Maslinovac pličina
Zona zabrane (+) ili kontrola (-)	+	-	+
broj vrsta (S)	20	25	17
prosječna brojnost (N)	186	100	231
prosječna biomasa (B) (kg)	1,9	3,3	7,9
zastupljeni tipovi staništa	2, 3	1, 2	1
sličnosti sastava (J)		61%	62%
sličnosti raspodjele brojnosti (QS_N)		67%	72%
sličnosti raspodjele biomase (QS_B)		55%	41%



Slika 21. Masena zastupljenost nekto-bentičkih vrsta komercijalne važnosti na postaji u zoni 2 potpune zabrane ribolova (Maslinovac i Maslinovac pličina) i izvan nje na kontrolnoj postaji (rt Glavat)

4.3.4.3 Zona 3

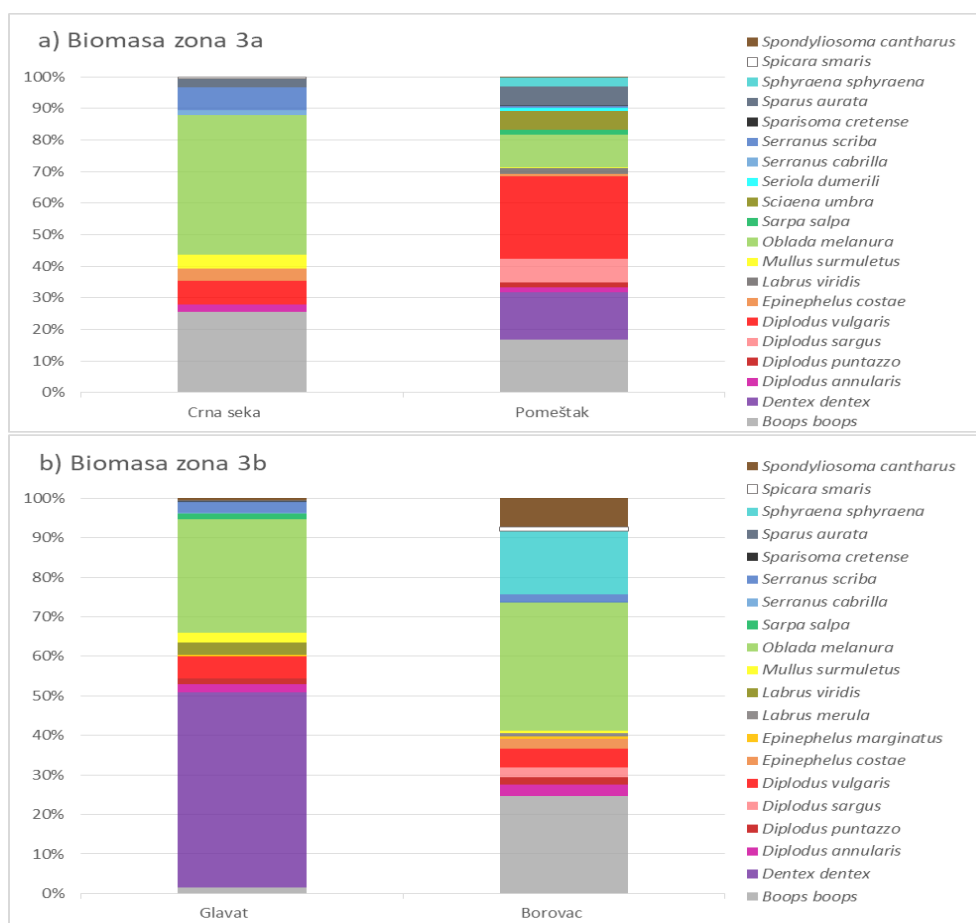
Planirana treća zona potpune zabrane ribolova obuhvaćat će područje na samom sjeveru NP Mljet sjeveroistočno od naselja Pomena oko otočića Glavat. Unutar područja odabrane su dvije postaje i pripadajuće dvije kontrolne postaje izvan područja. Na karti područja uzorkovanja (Slika 4.) postaje u zoni 3 su označene brojevima 1, 2, 3 i 14. Postaji Crna seka kontrolna je postaja Pomeštak a postaji Glavat kontrola je postaja Borovac. U Tablici 13. uspoređeni su glavni univarijantni indeksi za svaku od postaja, tj. parova postaja i indeksi sličnosti.

Prvi par postaje unutar zone zabrane i kontrole, Crna seka i Pomeštak, imaju stupanj faunističke sličnosti 63%, kao i sličnost u raspodjeli brojnosti vrsta (63%) no vrlo nisku sličnost u raspodjeli biomase (32%). Niska sličnost u raspodjeli biomase također vidljivo iz prosječne biomase (B) koja je za kontrolnu postaju deseterostruko veća zahvaljujući velikom udjelu *Diplodus vulgaris* (26%) i *Dentex dentex* (15%) te velikim plovama sitnijih riba *Boops boops* (17%) i *Oblada melanura* (10%) vidljiva iz Slike 22.a. Visok stupanj različitost nastavlja se u nepodudarnosti prisutnih tipova staništa.

Postaja Glavat i Borovac pokazuju nešto niži stupanj faunističke sličnosti 60%, no veliku sličnost u raspodjeli brojnosti (78%) dok je sličnost u raspodjeli biomase 51%. Niža razina sličnosti u biomasenoj raspodjeli vidljiva je na Slici 22.b. Podjednaki su omjeri većine vrsta, no dominantne vrste se razlikuju. Na postaji Glavat to je *Dentex dentex* (49%) dok je druga masom najzastupljenija *Oblada melanura* (29%) koja je vrsta na kontrolnoj postaji s najvećim udjelom (32%) uz također veliki udio *Boops boops* (25%). Tipovi staništa su usklađeni na obje postaje.

Tablica 13. Usporedba broja vrsta (S), brojnosti (N) i biomase (B) i indeksi sličnosti sastava (Jaccard, J), raspodjele brojnosti (Bray-Curtis, QS_N) i raspodjele biomase (Bray-Curtis, QS_B) između postaja u predloženoj 3. zoni potpune zabrane ribolova i njihovih kontrola.

Zona 3	3a		3b	
Postaja	Crna seka	Pomeštak	Glavat	Borovac
Zona zabrane (+) ili kontrola (-)	+	-	+	-
broj vrsta (S)	21	28	27	25
prosječna brojnost (N)	235	330	213	275
prosječna biomasa (B) (kg)	1,9	20,6	5,9	6,9
zastupljeni tipovi staništa	0, 1, 2	3	1,2,3	2,3
sličnosti sastava (J)	63%		60%	
sličnosti raspodjele brojnosti (QS_N)	64%		78%	
sličnosti raspodjele biomase (QS_B)	32%		51%	



Slika 22. Masena zastupljenost nekto-bentičkih vrsta komercijalne važnosti na postaja u zoni 3 potpune zabrane ribolova i izvan nje na kontrolnim postajama. a) Zona 3a Crna seka i Pomeštak, b) Zona 3b Glavat i Borovac.

4.3.4.4 Zona 4

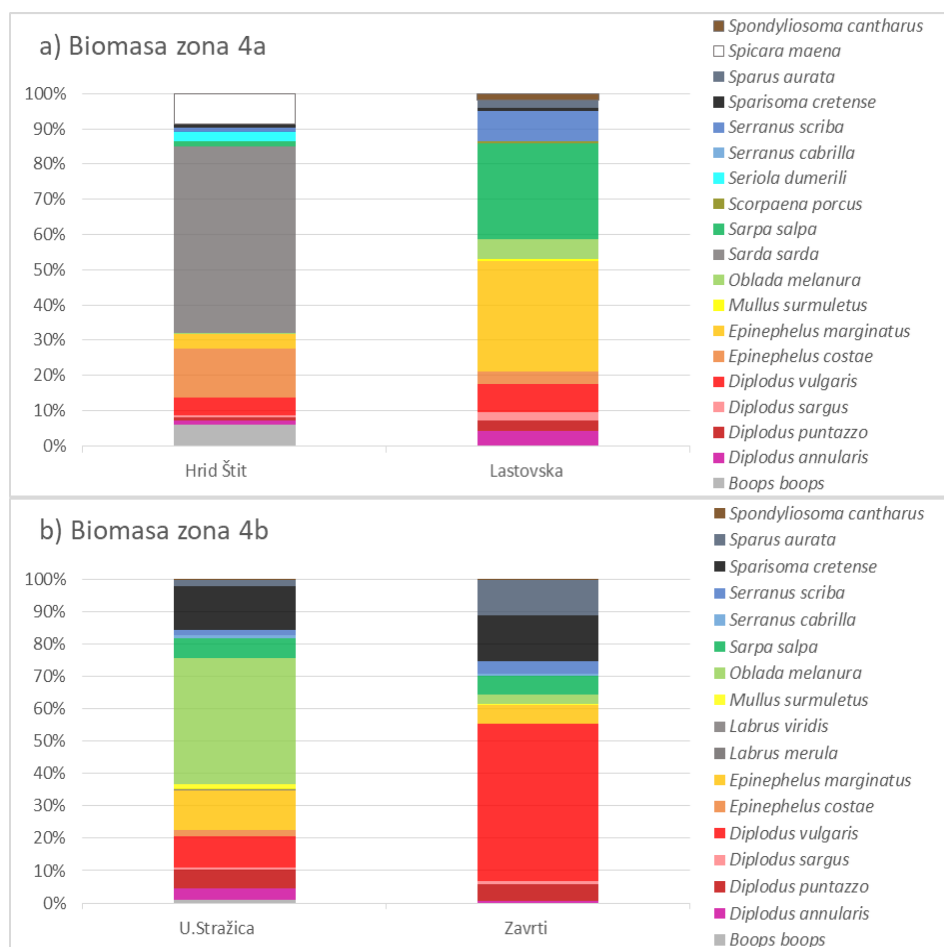
Planirana četvrta zona potpune zabrane ribolova obuhvaćat će područje na sjeverozapadnom dijelu NP Mljet, zapadno od Malog jezera. Unutar područja odabrane su dvije postaje i pripadajuće dvije kontrolne postaja izvan područja, jedna sjeverno, druga južno od zone. Na karti područja uzorkovanja (Slika 4.) postaje u zoni 4 su označene brojevima 4, 8, 19 i 21. Postaji Hrid Štit kontrolna je postaja Lastovska, a postaji uvala Stražica kontrola je postaja Zavrti. U Tablici 14. uspoređeni su glavni univarijantni indeksi za svaku od postaja, tj. parova postaja i indeksi sličnosti.

Hrid Štit i Lastovska imaju stupanj faunističke sličnosti 71%, dok je sličnost u raspodjeli brojnosti 69%. prosječna biomasa postaje Hrid Štit je gotovo deseterostruko viša, a i indeks sličnosti je nizak, 32%, kao što se i vidi na slici 23.a. Najveći udio u biomasi i najveću razliku nosi velika količina pelagičkog makrokarnivora palamide *Sarda sarda* (Bloch, 1793) zabilježena na postaji Hrid Štit, no na obje postaje veliku biomasu i udio imaju vrste roda *Epinephelus* spp. Prisutna je sličnost u tipovima staništa.

Postaja uvala Stražica i Zavrti pokazuju također faunističke sličnosti 71% i 69% sličnost u brojnosti vrsta no također nisku sličnost u raspodjeli biomase (46%). Niža razina sličnosti u biomasenoj raspodjeli vidljiva je na Slici 23.b. Tipovi staništa su jednolični no usklađeni.

Tablica 14. Usporedba broja vrsta (S), brojnosti (N) i biomase (B) i indeksi sličnosti sastava (Jaccard, J), raspodjele brojnosti (Bray-Curtis, QS_N) i raspodjele biomase (Bray-Curtis, QS_B) između postaja u predloženoj 4. zoni potpune zabrane ribolova i njihovih kontrola.

Zona 4	4a		4b	
Postaja	Hrid Štit	Lastovska	Uvala Stražica	Zavrti
Zona zabrane (+) ili kontrola (-)	+	-	+	-
broj vrsta (S)	26	25	28	20
prosječna brojnost (N)	328	272	416	217
prosječna biomasa (B) (kg)	33,8	4,6	9,1	5,4
zastupljeni tipovi staništa	0, 1, 2	1, 2	0, 1	0
sličnosti sastava (J)	71%		71%	
sličnosti raspodjele brojnosti (QS_N)	69%		69%	
sličnosti raspodjele biomase (QS_B)	47%		46%	



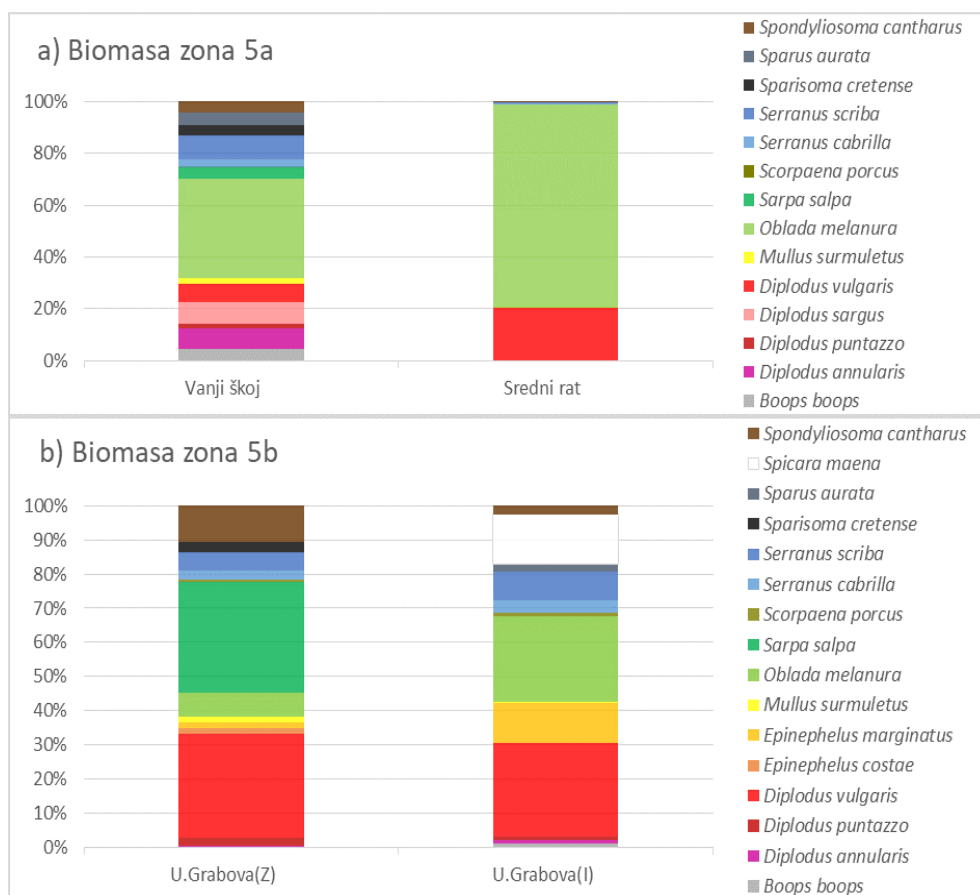
Slika 23. Masena zastupljenost nekto-bentičkih vrsta komercijalne važnosti na postaja u zoni 4 potpune zabrane ribolova i izvan nje na kontrolnim postajama. a) Zona 4a Hrid Štit i Lastovska, b) Zona 4b Uvala stražica i Zavrti.

4.3.4.5 Zona 5

Planirana peta zona potpune zabrane ribolova obuhvaćat će područje na jugu NP Mljet. Unutar područja odabrane su dvije postaje i pripadajuće kontrolne postaja. Na karti područja uzorkovanja (Slika 4.) postaje u zoni 5 su označene brojevima 16, 17, 18 i 20. Postaji Vanji šknoj kontrolna je postaja Sredni rat, a postaji uvala Grabova zapad kontrola je postaja uvala Grabova istok. U Tablici 15. uspoređeni su univarijatni indeksi za svaku od postaja i indeksi sličnosti. Vanji šknoj i Sredni rat vrlo su faunističke različiti (56%), kao i u brojčanoj raspodjeli vrsta (59%) te biomasi (46%). Razlike su jasno vidljive u grafičkom prikazu (Slika 24.a) gdje se vidi jednostavnost raspodjele biomase na kontrole u odnosu na Vanji šknoj. Postaja uvala Grabova zapad i kontrolna postaja pokazuju faunističke sličnosti i sličnost u raspodjeli brojnosti 77%, no sličnost u raspodjeli biomase je niža, 59%, što je vidljivo iz grafičkog prikaza (Slika 24.b). Većina tipova staništa je pokrivena na obje postaje.

Tablica 15. Usporedba broja vrsta (S), brojnosti (N) i biomase (B) i indeksi sličnosti sastava (Jaccard, J), raspodjele brojnosti (Bray-Curtis, QS_N) i raspodjele biomase (Bray-Curtis, QS_B) između postaja u predloženoj 5. zoni potpune zabrane ribolova i njihovih kontrola.

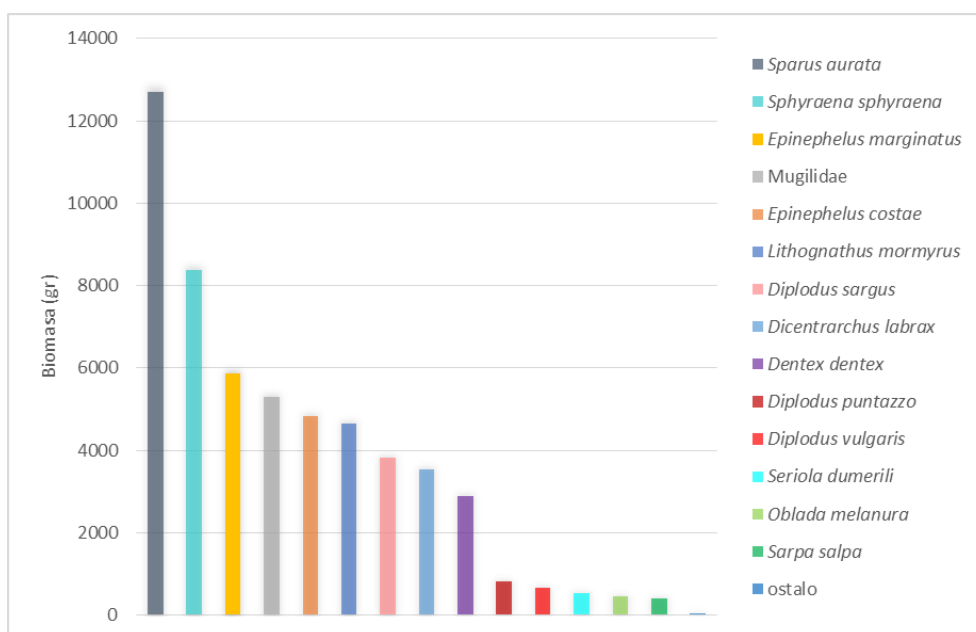
Zona 5	5a		5b	
Postaja	Vanji škoj	Sredni rat	U. Grabova zapad	U. Grabova istok
Zona zabrane (+) ili kontrola (-)	+	-	+	-
broj vrsta (S)	25	14	25	23
prosječna brojnost (N)	255	257	192	220
prosječna biomasa (B) (kg)	3,3	2,4	2,3	1,8
zastupljeni tipovi staništa	0, 1, 2	0	0, 1, 2, 3	0, 1, 2
sličnosti sastava (J)	56%		77%	
sličnosti raspodjele brojnosti (QS_N)	59%		77%	
sličnosti raspodjele biomase (QS_B)	46%		59%	



Slika 24. Masena zastupljenost nekto-bentičkih vrsta komercijalne važnosti na postaja u zoni 5 potpune zabrane ribolova i izvan nje na kontrolnim postajama. a) Zona 5a Vanji škoj i Sredni rat, b) Zona 5b Uvala Grabova zapad (Z) i Uvala Grabova istok (I).

4.3.4.6 Zona 6 → Veliko jezero

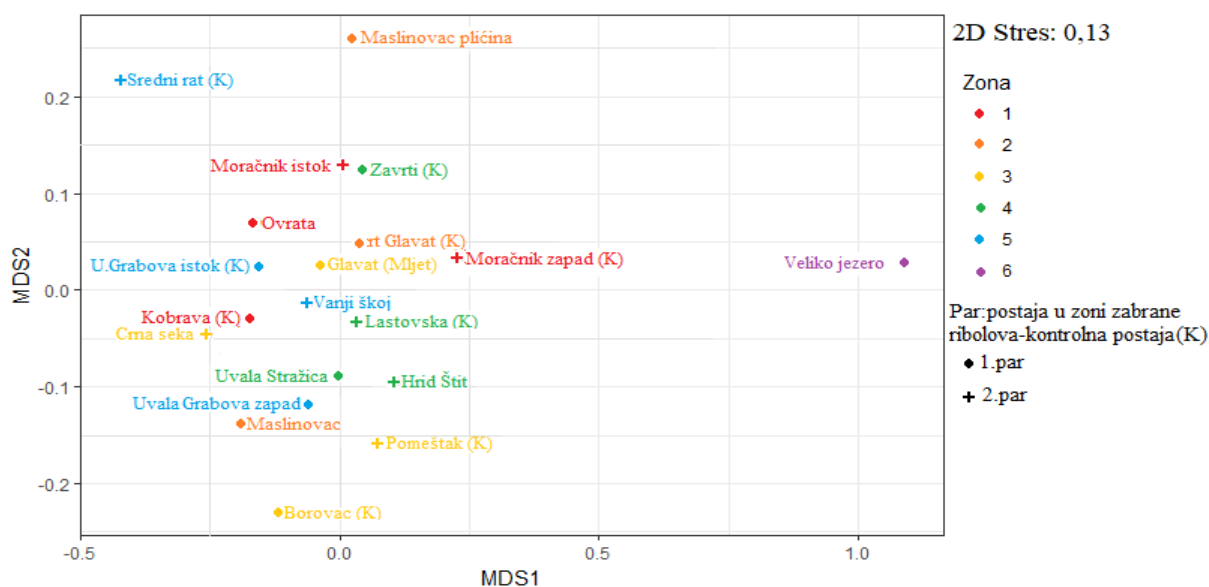
Jedina već aktivna zona potpune zabrane ribolova u NP Mljet su Malo i Veliko jezero, unutar koje je stacionarni vizualni cenzus proveden na grebenu busenastog koralja. Neke vrste s popisa zabilježenih na istraživanom području zabilježene su samo u Velikom jezeru (*Dicentrarchus labrax*, *Lithognathus mormyrus*, *Pseudocarnax dentex*). Sastav vrsta između 5 vizualnih cenzusa vrlo varira, kao i ukupna zabilježena brojnost i procijenjena biomasa. Za ovaj prirodni fenomen nemoguće je postaviti kontrolnu točku stoga je formiranjem sadašnjeg prosjeka u biomasenoj zastupljenosti (Slika 25.) podatak s kojim je moguća usporedba u budućnosti. Najveći udio u masenoj zastupljenosti nose velike vrste makro i mezokarnivora poput orada, zubatca, kirnji, ovčica.



Slika 25. Prosječna biomasa vrsta od komercijalne važnosti kojima je bilježena duljina tijela na postaji Veliko jezero metodom stacionarnog vizualnog cenzusa.

4.3.4.7 Sličnosti sastava, brojnosti i biomase u predviđenim zonama potpune zabrane ribolova Nacionalnog parka Mljet

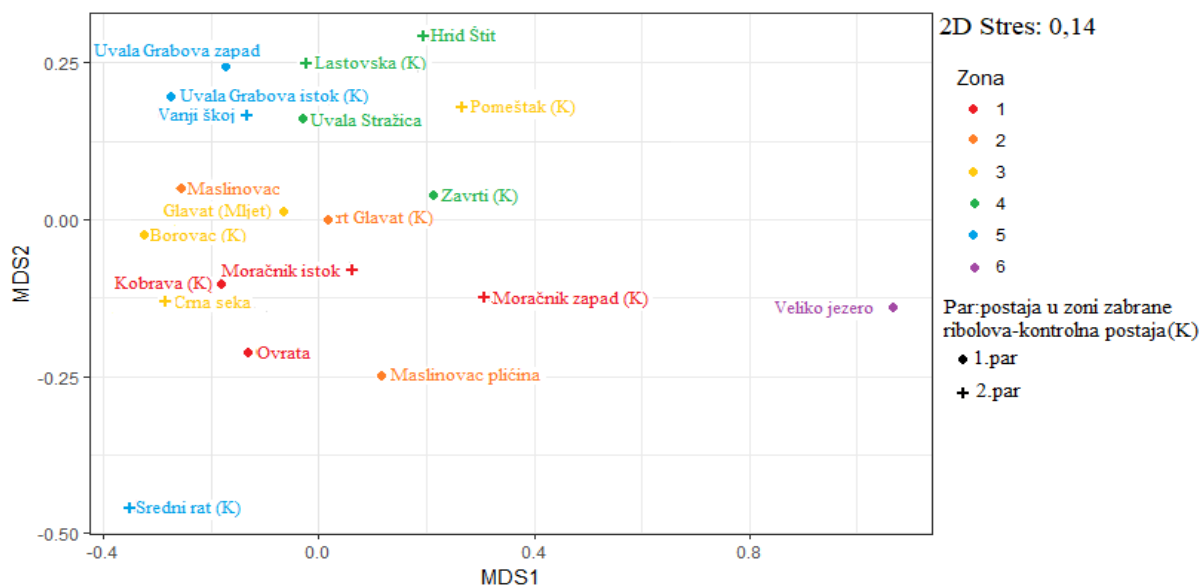
Do sada promatrane sličnosti između parova zaštićene postaje i kontrolne postaje dobivaju potvrdu u ordinacijskom prikazu MDS. Ordinacijski prikaz MDS (Slika 26.) temeljen na Jaccard matrici sličnosti zamjetno izdvaja postaju Veliko jezero na temelju razlike u sastavu vrsta. MDS je potvrda visoke razine sličnosti Ovrata i Kobrave, kao i Uvala Grabova istok i zapad u sastavu vrsta čije su sličnosti iznosile više od 70% kao i svih postaja unutar zone 4.



Slika 26. MDS ordinacijski prikaz sličnosti u sastavu vrsta na postajama u Nacionalnom parku Mljet koje su unutar predviđenih zona zabrane i njihove kontrole.

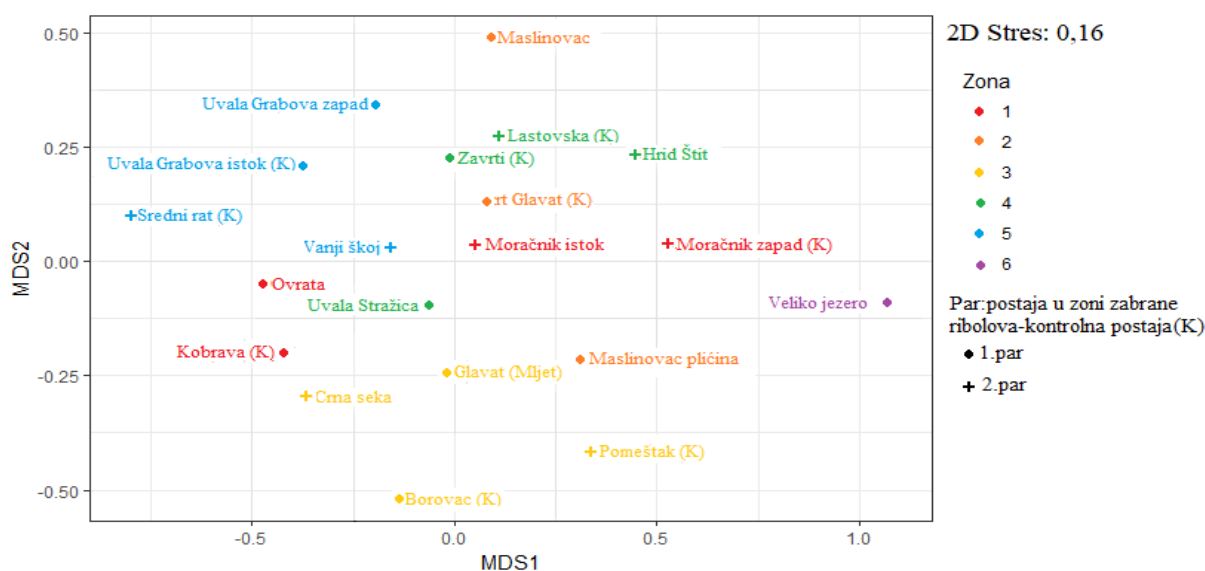
Svaka točka na grafu odgovara svim zapaženim vrsta na jednoj postaji.

Ordinacijski prikaz MDS (Slika 27.) na temelju Bray-Curtis matrice sličnosti u raspodjeli brojnosti vrsta ponovno izdvaja Veliko jezero, no potvrđuju sličnost unutar svih postaja u zoni 1 i 4 te veliku sličnost postaja u uvala Grabova i veliku razliku u paru Vanji Škoj i Sredni rat i postaja unutar zone 2.



Slika 27. MDS ordinacijski prikaz brojnosti vrsta na postajama u Nacionalnom parku Mljet koje su unutar predviđenih zona zabrane i njihove kontrole. Svaka točka na grafu odgovara prosjeku brojnosti vrsta na jednoj postaji.

Na temelju Bray-Curtis matrice sličnosti raspodjele biomase vrsta napravljen je ordinacijski MDS prikaz (Slika 28.) koji ponovno izdvaja Veliko jezero i potvrđuje visoku razinu sličnosti između postaja u zoni 1 i njihovih kontrola te veliku sličnost u biomasenoj raspodjeli među postajama u zonama 3 i 4.



Slika 28. MDS ordinacijski prikaz biomase vrsta na postajama u Nacionalnom parku Mljet koje su unutar predviđenih zona zabrane i njihove kontrole. Svaka točka na grafu odgovara prosjeku biomase vrsta procjenjivane duljina tijela na jednoj postaji.

5. Rasprava

Područja istraživanja Park prirode Lastovsko otočje i Nacionalni park Mljet su slična u ukupnom promatranom sastavu vrsta (kada se izuzmu rijetke vrste sličnost je još veća), no kada se promatraju masene zastupljenosti ribolovnih vrsta uočavaju se velike razlike. NP Mljet ostavlja dojam bogatijeg područja s ravnomjernijom, heterogenijom raspodjelom biomase u odnosu na PP Lastovsko otočje, no uzorkovni napor je drugačiji. U PP Lastovsko otočje bilo je 9 istraživanih postaja, a u NP Mljet više od duplo – 22 istraživane postaje. Nesrazmjer u tim brojkama još je izraženiji kada znamo da je površinom (morskom) PP Lastovsko otočje mnogo veće (~7 puta veće) od NP Mljet. Odnosi broja provedenih vizualnih cenzusa je ujednačeniji, ali i daje postoji nesrazmjer, na Lastovu je napravljeno 66 vizualnih cenzusa, a na Mljetu 102 vizualna cenzusa. Uzrok neravnomjernom uzorkovnom naporu su nepovoljni vremenski uvjeti koji su na području PP Lastovsko otočje onemogućili mjerenja 2017. godine. Iz sigurnosnih razloga nisu odrađeni svi planirani zaroni na svim predviđenim postajama. Uslijed velike geografske izoliranosti i velikog troška ponovnog izlaska na teren, te činjenica da je do tada već prikupljen reprezentativan broj podataka, ponovni izlazak na neistražene postaje nismo proveli. Maguran (2004) govori o problemu uvida u bogatstvo vrsta koje može biti krivo interpretirano samo na temelju različitog uzorkovnog napora, poglavito zbog pojave rijetkih vrsta čija se vjerojatnost zabilježavanja povećava rastom uzorkovnog napora. Stoga, uslijed razlika u uzorkovnom naporu, ova dva područja nisu detaljno međusobno uspoređivana na temelju sličnosti u sastavu vrsta, raspodjeli brojnosti i biomase.

Vrste koje doprinose razlici u sastavu vrsta između dva morska zaštićena područja su većinom vrste koje su na području zabilježene samo na jednoj postaji ili jednom vizualnom cenzusu istraživanog područja. To su vrste poput ovčice, brancina i šnurka koji su zabilježeni samo na postaji Veliko jezero u NP Mljet ili plavoperajne tune i pagara koji su opaženi samo u PP Lastovsko otočje. Ograničenja primijenjene metode vizualnog cenzusa su takva da mogu podcijeniti prisutnost i brojnost nekih vrsta uslijed bijega od proizvedene buke ronilačke opreme, prevelike udaljenosti čime jedinka ne ulazi u istraživanu površinu transekta ili je ograničena snaga opažanja ronika uslijed koje je onemogućena točna determinacija vrste. Većina vrsta koje su zabilježene jednom ili dvaput tijekom istraživanja su makropelagički predatori za koje primijenjena veličina transektnog vizualnog cenzusa nije najprikladnija jer može podcijeniti broj opažanja i brojnost, te je za njih preporučena veća dimenzija transekta (35mx20m) (Prato i sur. 2017). Njihovo uočavanje pripisano je slučajnosti te kao pelagičke

vrste nisu ovisne i vezane za karakteristike staništa kao vrste nekto-bentičke zajednice. Vrste koje su također pelagičke poput mikrokarnivora bukve i ušate također nisu usko ovisne i vezane za stanište i zadržavaju se na širokom spektru staništa (Jardas 1996). Izdvajanjem takvih vrsta iz analiza s obzirom na tip i kompleksnost staništa omogućeno je uočavanje stvarnih varijacija nekto-bentičke zajednice riba. Veličinska raspodjela, ovih vrlo čestih i biomaseno značajnih vrsta u ovom istraživanju, poprilično je ujednačena u slučaju bukve na Mljetu dok je na Lastovu najviše juvenilnih jedinki i onih prosječne veličine. Ušate imaju ujednačenu veličinsku raspodjelu na Lastovu, gdje nema dominantnog veličinskog razreda, dok na Mljetu je najveći udio subadultnih jedinki.

Crnej je najbrojnija zabilježena vrsta tijekom cijelog istraživanja (više od 14 000 jedinki). Taj podatak je očekivan, budući da je crnej sitna mikrokarnivorna riba koja tvori mnogobrojne plove (Jardas 1996) no sustav kategorizacije ovog istraživanja kao najveću kategoriju pretpostavlja „više od 200 jedinki“, dok stvarna brojnost prelazi 14 000 jedinki. Ova vrsta je široko rasprostranjena u cijelom Jadranu od površine sve do 40 metara dubine, nije lovna vrsta i nad njom nema ribolovnog pritiska (Jardas 1996). S obzirom da tvori plove koje maskirno djeluju na brojnosti isključena je iz analiza ovisnosti o tipu i kompleksnosti staništa.

Knez je na transektima je bilježen u velikom broju, uzrok tome nije tvorbe plove (kao što je čest slučaj kod jako brojnih vrsta). Ova nekto-bentička vrsta ne tvori plove već su joj populacije raspršene i brojne jedinkama. Velika brojnost nije začuđujuća s obzirom da obitava na raznolikim staništima ali i širokom rasponu dubina (od površine do 60 metara) (Jardas 1996). Usporedba brojnosti po tipovima staništa za ovu vrstu ne oscilira značajno osim na staništima velikog udjela naselja posidonije. Na tim staništima u prosjeku ih je zabilježeno najmanje, dok je na ostalim staništima bila mnogo brojnija. Premda živi na širokom spektru staništa ovo istraživanje je pokazalo preferencije kneza prema staništima većeg udjela tvrde kamenite podloge obrasla infralitoralnim algama.

Ovisnost strukture zajednica o staništu je još uvijek nedovoljno istražena tema u Mediteranu (Guidetti 2000, García-Charton i sur. 2004, Thiriet i sur. 2016). Većina istraživanja obuhvaćala je tri staništa: pješćana staništa, naselja posidonije i stjenovita staništa koja su najčešće prekrivena zajednicom infralitoralnih alga. Pješćana staništa najviše se razlikuju sastavom, a često su značajno niže brojnosti (Guidetti 2000, Garcia-Charton i Perez Ruzafa 2001, Giakoumi i Kokkoris 2013). Takva staništa u Hrvatskoj su relativno rijetka i nisu obuhvaćena ovim istraživanjem. Između staništa infralitoralnih alga i naselja posidonije većina istraživanja pokazuje da je sastav vrsta, ako se promatra zajednica nekto-bentičkih riba, sličan

(Guidetti 2000, Giakoumi i Kokkoris 2013). Staništa infralitoralnih alga su bogatija vrstama te često brojnija jedinkama (Harmelin- Vivien i sur. 2005, Tunesi i sur. 2006, La Mesa i sur. 2011). Guidetti (2000) u Jadranu zabilježio veće bogatstvo vrsta u naseljima posidonije nego na staništima kamenitog dna obraslog infralitoralnim algama. U većini istraživanja u Mediteranu s kojima bi se ovo istraživanje moglo usporediti podrazumijeva se da su naselja posidonije na pomičnim dnima, a druga krajnost su stjenovita staništa obrasla algama. Posidonija ne raste samo na pomičnim dnima nego, u Jadranu, često na stjenovitoj podlozi s malim udiom sedimenta. Manja i veća naselja često se mogu naći na stjenovitoj podlozi koja je također prekrivena infralitoralnim algama. Takva staništa su bila ciljana staništa ovog istraživanja te je cilj utvrđivanja razlike u sastavu, brojnosti i biomasi nekto-bentičke zajednice riba između staništa u kojima se ove dvije zajednice pojavljuju u promjenjivim omjerima potvrđen.

Vrste koje su izuzete iz istraživanja strukture zajednice s obzirom na stanište i kompleksnost su vrste koje su bile rijetko uočene na područjima. Vrste koje su u našem istraživanju bile klasificirane kao rijetke su zubatac, brancin, kirnja zlatica, vrana i drozd, ovčica, cipli, pagar, palamida, kavala, skuša, škarpun i škarpina, gof, škaram, modrak, jera kirnjica, murina, šnjurak, škrpinica, hinac sivi i tuna. Većina ovih vrsta lovne su vrste te rijetko uočavanje prilikom istraživanja može indicirati smanjenu gustoću populacija zbog ribolovnog pritiska, pogotovo podvodnog ribolova (pr. kirnja zlatica). Nekim vrstama 10 metara je dubinska granica areala poput jeri kirnjici koja je češća na dubinama većim od 20 metara (Jardas 1996). Razlog ovakvim podacima moguć i zbog već spomenutog ograničenja primijenjene metodologije u vidu upitno rijetkih vrsta.

Stanište na kojima je algalni pokrov u većinskom udjelu s manjim naseljima posidonije ima najveći broj vrsta zabilježenih po transektu. Staništa bez naselja posidonije pokazuju najveći raspon u broju vrsta koji se mogu pojaviti na jednom transektu tog tipa staništa. Razlog tome vjerojatno je što tvrda podloga na kojoj raste zajednica infralitoralnih alga može biti vrlo raznolikog stupnja kompleksnosti koji u ovoj analizi nije razmatran. Premda staništa bez naselja posidonije i s većinskim udjelom naselja posidonije pokazuju slično bogatstvo vrsta, sličnosti u sastavu ta dva tipa staništa je najmanja te je vidljiv gradijent u sličnosti. Giakoumi i Kokkoris (2013) su pokazali prosječno veći broj vrsta na kompleksnim kamenim podlogama prekrivenim algama i staništima koja su kombinacija zajednice infralitoralnih alga, naselja posidonije i sedimenta. Drugo stanište odgovaralo bi donekle našem staništu većinskog udjela infralitoralnih alga s manjim naseljima posidonije te je sastav vrsta sličan njihovim rezultatima.

Te usporedbe možda i nisu najbolje, radi razlika u metodologiji, jer je naše istraživanje provedeno na dubini od 10 metara, a njihovo na 3 m, stoga su direktne usporedbe nemoguće.

Staništa većinskog udjela zajednice infralitoralnih alga uz najveći broj vrsta po transektu imaju najveću brojnost jedinki za promatranu 21 vrstu, ali razlika u brojnosti nije značajna naspram svih tipova staništa. Tip staništa većinskog udjela naselja posidonije najbližije je često istraživanim naseljima posidonije (Guidetti 2000, Vega Fernandez i sur. 2005, Zubak i sur. 2017) te rezultati o manjem prosječnom bogatstvu i manjoj brojnosti su dosljedna većini provedenih istraživanja u Mediteranu. Guidetti (2000) kao mogući razlog navodi skrivanje velikog broja juvenilnih jedinki i slabo uočljivih vrsta u gustim naseljima posidonije. Naselja posidonije ili općenito staništa s velikim udjelom posidonije poznate su kao mrijestilišta i rastilišta velikom broju vrsta riba, uključujući i mnoge komercijalno važne vrste (Francour i Le Direac'h 1995, Harmelin-Vivien i sur. 1995, Boudouresque i sur. 2012). Harmelin-Vivien i Francour (1992) uspoređivali su kvalitetu podataka prikupljenu na naseljima posidonije vizualnim cenzusom i pridnenom kočom te se ispostavilo da se kočarenjem dobije potpuniji pregled bentičke-kriptične i nekto-bentičke zajednice na naseljima posidoniji no bogatstvo i brojnost pelagičkih vrsta je zato vrlo podcijenjena. Ovo stanište jako je bitno i značajno, te zaštićeno na više razina europske legislative (Natura 2000 vrsta, Bernska i Barcelonska konvencija). O njemu je ovisno mnogo vrsta nekto-bentičkih riba, te stotine drugih vrsta, stoga prikupljanje informacija o strukturi zajednica riba kočarenjem, pogotovo u zaštićenim područjima nije prikladna metoda jer uništava, često i nepovratno, ovu teško i sporo oporavljivu, dugoživuću cvjetnicu. Takve karakteristike ove zajednice zahtijevaju prikupljanje podataka nedestruktivnim metodama, a obzirom na to da ovom veličinom i tehnikom vizualnog cenzusa je teško dobiti dobru procjenu strukture zajednice riba u naseljima posidonije zbog slabije moći opažanja ronioaca, preporuke pri istraživanju vizualnim cenzusom su kombinacije s drugim nedestruktivnim metodama (Francour 1999, Zubak i sur. 2017). Slično zaključku za sličnost u sastavu vrijedi i za raspodjelu brojnosti; najbližija međusobno su staništa prijelaznog tipa dok su najrazličitija staništa s mnogo posidonije i bez nje. Staništa bez ili manjeg udjela naselja posidonije preferiraju vrste poput kneza, vladike, fratra i salpe te su tamo prosječno brojniji, dok staništa polovičnih omjera ili s više naselja posidonije u većem broju nastanjuju lumbrak, špar, pirka.

Istraživanjem je bilježena veličina tijela 30 vrsta, no 9 vrsta nisu pelagičke te su zabilježene na više od 10% transekata. To su: špar, pic, šarag, fratar, kirnja, trlja od kamena, salpa, kanjac, pirka, papigača, orada i kantar. Prosječna brojnost tih 9 vrsta razlikuju se između

tipova staništa, a uspoređujući prosječne brojnosti s prosječnom biomasom možemo pretpostaviti koji veličinski razredi vrste preferiraju koje stanište.

Četiri vrste roda *Diplodus* nastanjuju širok spektar staništa, no s različitim preferencijama. Fratar i šarag, većinom se zadržavaju na kamenitom dnu obraslog algama, dok špar i pic su jednako učestali u naseljima posidonije i zajednici infralitoralnih alga (Jardas 1996). Fratar je u ovom istraživanju najbrojniji i ima najveću biomasu na staništima bez posidonije. Česte su njegove pojave u velikim plovama na grebenima i ispod rubovima grebena koji su obrasli infralitoralnim algama (Jardas 1996) koji su u ovom istraživanju klasificirana upravo u stanište na kojem je fratar prosječno najbrojniji. Fratar je vrsta vrlo značajna za ribolov i može maksimalno narasti oko 45 cm. Obitava na širokom rasponu dubina (od površine do 160 m). Juvenilne jedinke često obitavaju u naseljima posidonije dok subadultne i adultne jedinke preferiraju kamenita dna na kojima je najčešća zajednica infralitoralnih algi. Takva staništa često su velike kompleksnosti koja omogućavaju brzo skrivanje brojne plove što fratri često rade u slučaju pojave velikih predatora (Jardas 1996). Ovim istraživanjem preferencijsko stanište adultnih i juvenilnih jedinki nije potvrđeno. Omjerom brojnosti i biomase može se pretpostaviti da su na staništima većinskog udjela naselja posidonije jedinke fratra veće nego na ostalim staništima, no najveća prosječna brojnost i biomasa ipak jest na staništima bez naselja posidonije. Premda mogu postići veličine veće od 40 cm ovim istraživanjem nije zabilježena ni jedna jedinka veća od 30 cm. Na oba istraživana područja većina jedinki bila je spolno nezrela.

Špar je najmanja vrsta roda *Diplodus* te kao i fratar živi na širokom spektru staništa, a u ovom istraživanju pokazalo se da je brojčano dominantan nad ostalih 9 vrsta na staništima podjednakih omjera naselja posidonije i zajednice infralitoralnih alga. Nije izložena velikom ribolovnom pritisku i česta je vrsta u Jadranu. Ovim istraživanjem opaženo je nekoliko jedinki maksimalne moguće veličine ove vrste premda je najbrojniji veličinski razred u oba istraživana područja bio subadultnih jedinki. Taj podatak nam može ukazati ipak na postojanje određenog ribolovnog pritiska na ovu vrstu.

Kantar je vrsta koja također živi na širokom spektru staništa te čak koristi pješčana staništa za mrijest (Jardas 1996). Prosječna brojnost veća mu je na graničnim staništima nego na mješovitim, ali najveće jedinke su u prosjeku na staništu bez posidonije, dok je za pretpostaviti da je većina jedinki na staništima s većim udjelima naselja posidonije juvenilnih jedinki koje naselja posidonije koriste za skrivanje i zaštitu. Najveći broj jedinki u oba istraživana područja su spolno nezrele jedinke između 14 i 16 cm. U NP Mljet rijetko

zabilježene spolno zrela jedinka dok je u PP Lastovsko otočje zabilježeno veći broj spolno zrelih jedinki, no mnogo manjih veličina od maksimalne veličine od 60 cm koju ova vrsta može postići (Fischer i sur 1987). Mogući uzrok malom broju zapaženih većih jedinki je činjenica da su veće jedinke učestalije na većim dubinama (Pajuelo i Lorenzo 1999, Collin i Mallinson 2012)

Pirka je vrsta zabilježena na najvećem broju transekata. Karakteristična je vrsta za kamenita dna i naselja posidonije, što potvrđuje i ovo istraživanje. Najčešće se zadržava na dubinama između 0 i 30 metara dubine. Prosječna veličina joj je 25 cm, a maksimalna oko 35 cm (Jardas 1996). Ova vrsta ima najveću brojnost na staništima s polovičnim udjelima zajednica te na tom staništu ima proporcionalno najveću biomasu. Predator je i heterogena staništa poput ovog pružaju joj mogućnosti skrivanja i napada iz zasjede više nego drugi istraživani tipovi staništa (Slika 29.). U PP Lastovsko otočje i NP Mljet veličinska raspodjela ove vrste je slična i mali udio jedinki je adultne dobi. Najveći broj jedinki je manji od veličine spolno zrelih jedinki. Također nije zabilježena ni jedna jedinka veća od 30 cm.



Slika 29. Adultne jedinke pirke, *Serranus scriba*, na staništu zajednice infralitoralnih alga (fotografija: Hrvoje Čižmek)

Kanjac je srodna vrsta pirki, te dijele mnoge zajedničke karakteristike, osim toga što je kanjac češći na kamenitoj tvrdoj podlozi obrasloj infralitoralnim algama, a mnogo manje na naseljima posidonije kao pirka. Predator je koji svoje skrovište radije pronalazi u šupljinama i rupama u golim stijenama nego naseljima posidonije što radi pirka. Najbrojniji je bio na

staništima bez naselja posidonije. Raspon veličina sličan je pirki (Jardas 1996) kao i veličinska raspodjela u ovom istraživanju. Zabilježene su rijetke jedinke veće od prosječne veličine, a najviše jedinki je manjih od veličine spolnog sazrijevanja.

Mnoge nekto-bentičke vrste, uključujući one opažene ovim istraživanjem su hermafroditi čija promjena spola je često determinirana kritičnom veličinom tijela (kirnja golema, kirnja zlatica, kantar,...). Podatci ovog istraživanja nažalost pokazuju da je za većinu vrsta vrlo rijetka pojava spolno zrele jedinke, a još rjeđa odraslih starijih jedinki koje onda često ili mijenjaju spol ili imaju viši fekunditet od mlađih jedinki. Reproductivni potencijal većine riba i šansa za preživljavanja mlađi raste s povećanjem veličine i starosti jedinke (Birkeland i Dayton 2005). Mogući uzrok ovakvih podataka je prorijeđenost određenih veličinskih razreda ribolovom. Prelov ne mijenja drastično samo trenutnu strukturu zajednice ili demografsku strukturu vrste, eliminiranjem velikih jedinki narušava se omjer spolova koji je nužan za produljenje i opstanak vrste. Vrstama poput kirnji treba između 12 do 17 godine kako bi došle do kritične veličine promjene spola (70-90 cm) iz ženke u mužjaka (Andrade i sur. 2003). Nijedna jedinki zabilježena ovim istraživanjem nije dosegla tu starost ni veličinu. Mnoge populacije nekto-bentičkih riba su desetkovane i veličinska raspodjela gdje većinu jedinki čine juvenilne i subadultne jedinke je zabrinjavajuća. Međutim, osnova za obnovu postoji, pogotovo uz zaštitu ako će biti dosljedno provođena. Veliko sistematsko istraživanje u 30 mediteranskih morskih zaštićenih područja (231 postaja) (Guidetti i sur. 2014) jasno pokazuje značajno veću biomasu ribe u morskim zaštićenim područjima stroge zaštite (zone ograničenog ili potpune zabrane ribolova) u odnosu na djelomično zaštićena morska zaštićena područja ili morska zaštićena područja bez regulacije ribolova. Djelomično zaštićena morska zaštićena područja bliskija su područjima bez regulacije ribolova na puta oporavka od nezaštićenih područja do strogo zaštićenih područja. Njihovo istraživanje u skladu je s dokazima koji proizlaze iz prethodnih istraživanja u Mediteranu (Di Franco i sur. 2009, Claudet i sur. 2008). Međutim ovo istraživanje je među rijetkima u svijetu koja pokazuje učinke morskih zaštićenih područja na ribe koristeći dosljedne metode (transektni vizualni cenzusa 25x5m na dubini između 8 i 12 m – kao i naše istraživanje). Važno je utvrditi da visok stupanj zaštite uvijek rezultira povećanom biomasom riba i gustoći mesojeda i vršnih predatora. Veća biomasa u morskim zaštićenim područjima stroge zaštite ima pozitivan odgovor ribe s komercijalne vrijednosti, ali nisu pronađene značajne razlike za ribe bez komercijalne vrijednosti. Ovakav rezultat ovog velikog istraživanja dosljedan je istraživanju u NP Brijuni (Stagličić 2013) kada je zamjećena veća biomasa komercijalno važnih vrsta također unutar parka, dok one ribe od nekomercijalne

važnosti nisu pokazivale manje vrijednosti, ili su manje vrijednosti bile u zaštićenom području. Ovakvi rezultat nadalje podržavaju pretpostavku da je ribolov glavni pokretač gustoće i strukture tih zajednica riba.

Jedan od ključnih pokazatelja učinkovitosti morskih zaštićenih područja i zona potpune zabrane ribolova bit će biti promjena veličinske raspodjele u kojima više neće dominirati juvenilne nedorasle jedinke, već spolno zrele, velike jedinke koje će najviše pridonijeti obnovi populacija (Pelletier i sur. 2005). Uslijed visokog ribolovnog pritiska podvodnim ribolovom na koraljnim grebenima u Mikroneziji zabilježeno je manje opažanja velikih jedinki jer su sklonije bijegu od buke nego jedinke koje su u zonama zabrane ribolova. Takvi podatci dobiveni su usporedbom vizualnih cenzusa prikupljeni uobičajenom ronilačkom opremom i ronilačkom opremom zatvorenog kruga koja ne proizvodi mjehuriće te je razina buke mnogo niža (Lindfield i sur. 2014). Drugačiji tehnički pristup metodi vizualnog cenzusa poput ovog također može umanjiti poznate greške i pristranosti i unaprijediti metodu klasičnog podvodnog vizualnog cenzusa. Rezultati veličinske strukture ne treba tumačiti doslovno zbog prisutne greške u procjeni veličine jedinke metodom vizualnog cenzusa. Ovi podatci upućuju na samo primijećene trendove, a nikako apsolutno stanje i demografsku strukturu populacija. Ovakvi rezultati mogu poslužiti kao početno stanje i promatranje dolazi li do povećanja u učestalosti većih jedinki primjenom određene strože mjere zaštite poput uspostave zona potpune zabrane ribolova.

Iz priloženih primjera vidljivo je da premda većina ovdje predstavljenih vrsta ima širok spektar staništa na kojima obitava, takva staništa nisu jednaka u sastavu, raspodjeli brojnosti ni raspodjeli biomase. Postoje naznake da je svakoj vrsti svojstven neki od tipova staništa, no potrebna su dodatna istraživanja i opsežnije analize za utvrđivanje tih trendova. Vjerojatne su također promjene u preferenciji staništa odrastanjem jedinke zbog promjene hranidbenih navika, potrebe za skrivanjem ili za razmnožavanjem. Staništa heterogenog pokrova s prisutne obje ciljane zajednicama ovog istraživanja (infralitoralne alga i naselja posidonije), koja su istodobno kompleksne trodimenzionalne strukture, predstavljaju najpovoljnija staništa za nekto-bentičku zajednicu riba jer pružaju mnoštvo mikrostaništa i imaju često veliku brojnost sitnijih riba koje služe kao plijen čime se osigurava velika raznolikost vrsta (Bonaca i Lipej 2005, Harmelin- Vivien i sur. 2005, Tunesi i sur. 2006, La Mesa i sur. 2011, Giakoumi i Kokkoris 2013). Svaki od proučavanih tipova staništa je značajan u zaštiti nekto-bentičke zajednice riba i idealna lokacije za zaštitu bi trebala obuhvaćati sve tipove staništa, s naglaskom na heterogena staništa podjednakih udjela zajednica infralitoralnih alga i naselja posidonije koja

u prosjeku pokazuju veliko bogatstvo vrsta, brojnost i biomase. Također takva staništa uspješno povezuju dvije krajnosti, kamenita staništa većinski prekrivena algama i velika naselja posidonije koje tvore livade. Ona imaju potencijal za podržavanje bogate, kompleksne i demografski (veličinski) raznolike strukture promatrane nekto-bentičke zajednice riba. Premda ovo istraživanje ne može pružiti potvrdu da su staništa veće kompleksnosti također mnogo povoljnija u vidu ukupne brojnosti jedinki i biomase, mnoga istraživanja koja su rađena drugim metodama utvrde kompleksnosti staništa potvrdila su tu činjenicu u Mediteranu (Garcia-Charton i Perez Ruzafa 2001, Garcia-Charton i sur. 2004, Consoli i sur. 2008). Velika heterogenost u podacima, koja je onemogućila kvalitetnu analizu, moguća je zbog velike subjektivnosti u procjeni kompleksnosti staništa tijekom istraživanja. Premda i najraširenija metoda „lanac-metar“ također procjenjuje vrlo subjektivno kompleksnost mnogo veće površine na temelju male dužine lanca (Luckhurst i Luckhurst 1978, García-Charton i Pérez-Ruzafa 2001).

Raznolikost staništa preduvjet je uspješnog zaštićenog područja. Kako bi se mogla pratiti uspješnost i učinkovitost zaštite potrebno je imati odgovarajuće kontrole. Usporedbu koja bi se nakon određenog broja godina vršila između zaštićenog područja i pridružene kontrole nije valjana ni realna ako ta područja u samom startu nisu slična. Učinkovitost se može pratiti na više načina pa tako i kroz postojanje kontrolne postaju u relativnoj blizini, koja je nezahvaćena zaštitom, ali sličnih karakteristika. Karakteristike koje smo u usporedbi budućih zona zaštite u NP Mljetu i njihovih kontrola smatrali kao pokazateljem „usklađenosti“ je visoka sličnost u sastavu vrsta, kao i visoka sličnost u raspodjeli njihove brojnosti i raspodjeli biomase vrsta koje su pod ribolovnim pritiskom te jednaka raznolikost staništa. Bitno je poznavati prirodne varijacije u strukturi zajednica koja često ovisi o staništu, kako se promjene koje se događaju uspostavom zaštite na nekom području ne bi pripisale utjecajima zaštite kada to nije slučaj (Garcia-Charton i Perez- Ruzafa 1999; Garcia-Charton i sur. 2000).

Uspostava zona potpune zabrane ribolova za prvotnu zadaću ima obnovu preeksploatiranog ribljeg fonda, kako unutar zone, tako postupno i izvan nje (PISCO 2016). Glavni cilj uspostave zone je pojava učinka prelijevanja kojeg je moguće pratiti usporedbom prošlog i budućeg stanja (Underwood 1996) ili gradijenta u porastu bogatstva, brojnosti i biomasi ribolovno važnih vrsta kako se približavamo zaštićenom području (Stagličić 2013). S obzirom na podatke prikupljene ovim istraživanjem, kontrolne postaje za zonu 1 u kojoj su postaje Ovrata i Moračnik istok dobro su odabrane. Postaje su pokrivane svim tipovima staništa, indeksi sličnosti su većinom vrlo visokih vrijednosti. Ovrata i Kobrava biomaseno su homogene

s dvije vrste koje jako dominiraju. Zanimljivo će biti pratiti, hoće li doći do heterogenije raspodjele biomase među drugim vrstama unutar zaštićenog područja jer na području obitavaju važne velike, dugoživuće, sporokretajuće vrste poput kirnje goleme (Slika 30.) i kirnje zlatice te kavale.



Slika 30. Mlada jedinka kirnje goleme *Epinephelus marginatus*, na grebenu busenastog koralja u Velikom jezeru (fotografija: Hrvoje Čižmek)

Populacije tih vrsta u ovom području desetkovane su podvodnim ribolovom (Turk 2011). García Rubies i Zabala (1990), Harmelin i sur. (1995), te Rius (2007) navode uspješne primjere njihovog oporavka u Mediteranu strogom kontrolom zaštićenog područja. Stagličić (2013) također uočava malu, nisku pojavu kavala u NP Mljet te su zabilježeni primjerci poglavito juvenilne i subadultne jedinke koje su viđene samostalno.

U zoni zaštite 2 u kojoj je područje oko Maslinovca sličnost u sastavu vrsta je relativno niska. Niska razina sličnosti u raspodjeli biomase ribolovno važnih vrsta pokazatelj je da kontrolna postaja vjerojatno nije najbolje odabrana ili bi trebalo povećati uzorkovni napor kako bi se možda uočila sličnost (barem u sastavu vrsta). Što se tiče postaja u zoni 3 također su velike razlike u sastavu te je broj vrsta koje postaje ne dijele jako velik. Ovo su većinom postaje s velikim brojem vrsta i vrlo dobrom pokrivenošću raznolikim tipovima staništa. Deseterostruka veća biomasa (20 kg po transektu) na postaji Pomeštak i velik broj vrsta (28) nameću ovu postaju kao mogući dobar izbor za uvrštavanje u samu zonu zaštite. Ova velika biomasa nije proizvod jedne pelagičke dominantne vrste, već vrlo heterogene raspodjele biomase ribolovno

važnim pelagičkim mikrokarnivorima poput bukve i ušate i velikim udjelima fratara, šaraga i zubataca koji su nekto-bentičke vrste koji su komercijalno gledano vrlo bitni. Malo kontradiktorno rezultatima analize strukture o staništima koja je pokazala da su u prosjeku staništa većinskog udjela naselja posidonije siromašnija, svi transekti na ovoj jako bogatoj postaji su upravo na tom tipu staništa što potvrđuje tvrdnju da su u vidu zaštite svi tipovi staništa važni i poželjno ih je imati u zoni zaštite, no nužno je poznavati varijacije koje ono nosi. Postaje Glavat i Borovac također su vrlo raznolike u sastavu i premda su dobro usklađene u sastavu staništa, sastav zajednice je možda prerasličit za dobre usporedbe u budućnosti. Ovu zonu važno je istaknuti kao jednu od rijetkih u kojoj je zabilježena jedina strogo zaštićena vrsta ribe u Hrvatskoj zabilježena u ovom istraživanju, drozd, koji je u Mediteranu relativno česta vrsta, ali u Jadran dosta rijedak (Turk 2011). Promatrajući sličnost u sastavu i brojnosti te staništima, nameće se zaključak da su postaje u zoni 4 i njihove kontrole dobro usklađene, međutim mala sličnost u raspodjeli biomase narušava tu pretpostavku. Unatoč tome, može se zaključiti da su ove postaje ipak dobar odabir prvenstveno zato što su postaje u zoni zaštite postaje s velikim brojem vrsta, velikim prosječnim brojem jedinki i velikom biomasom te je teško naći odgovarajuću kontrolu takvim postajama, pogotovo postaji Hrid Štit koja je daleko najbogatija biomasom od svih postaja istraživanja u oba obuhvaćena područja. Velik doprinos toj biomasu ima vrsta kirnja zlatica koja je vrlo rijetko uočena na cijelom području, a pogotovo ne u toj količini subadultnih jedinki. S druge strane, premda je ima relativno manje na kontrolnoj postaji, na njoj se mogu naći kirnje goleme. Također velik udio biomase postaje Hrid Štit čini palamida koja je pelagički predator te njeno uočavanje na ovoj postaji u ovako velikoj količini bi trebali pripisati slučajnosti s obzirom na to da je vrsta rijetka u cijelom istraživanja i nije očekivana ovako blizu obale (Turk 2011). U zoni 5 postaja Vanji škoj nema primjerenu kontrolnu postaju. Postaja Sredni rat ne odgovara postaji unutar zone zabrane ribolova niti u jednom segmentu, te bi za ovu zonu trebalo naći novu kontrolnu postaju. Postaje iz drugog para mnogo su usklađenije čemu je vjerojatno uzrok mala udaljenost među postajama. Na cijelom promatranom području zamjetno je velika količina fratara i ušata, slično kao u zoni 1.

Zanimljivo je za primijetiti kako zone koje su južno orijentirane u svom sastavu vrsta imaju stranu termofilnu vrstu papigaču dok na postajama koje su sjeverno orijentirane ova vrsta nije zabilježena. Uzrok takvoj prostornoj raspodjeli ove vrste nije poznat.

Veliko jezero prirodni je fenomen u osebujnog staništa visoke razine kompleksnosti – mozaika grebena busenastog koralja i sedimenta. Zbog svoje raznolikosti na njemu je moguće naći vrste karakteristične za tvrde podloge (kirnja) zajedno s vrstama karakteristične za

sedimentna dna (ovčica). Tri vrste zabilježene su na ovoj postaji koje nisu zabilježene ni na jednoj drugoj postaji: (brancin, ovčica, šnjurak), te je na ovoj postaji značajno velik biomaseni udio važnih, vrlo cijenjenih ribolovnih vrsta poput orade, kirnji, šaraga, brancina i zubatca. Upravo zbog relativno male površine, ali velike raznolikost teško se može govoriti o karakterističnoj ihtiozajednici ovog područja jer neke od ovih vrsta zalaze u jezero samo povremeno slijedeći plove manjih riba nošene jakom ulaznom strujom u jezero. Također, ovo je jedina trenutno djelujuća zona potpune zabrane ribolova unutar NP Mljet, premda ni to ne znači da ribolov (ilegalni) u jezeru ne postoji, kontrola nije dovoljno velika i to je također razlog zašto posljednjih godina se više ne viđaju velike jedinke kirnji goleme koje su dugi niz godina bile poznata atrakcija na grebenu. Potrebno je održavati visok nivo zaštite ovog područja, prvenstveno zbog svoje posebnosti svjetskog fenomena, a potom i fenomena koji je sposoban održavati veliku biomasu nekto-bentičkih i („lutajućih“) pelagičkih predatora.

Višestruko je pokazano da velika gustoća predatora pokazatelj dobrog stanja zajednice i učinkovite zaštite (Macpherson 2000; Willis i Anderson 2003; Aburto – Oropeza 2011; Sala i sur, 2012; Guidetti i sur. 2014). Prelovom i eksploatacijom vršnih predatora, koji su najčešće ribolovne mete, remeti se trofička struktura sve do najnižih razina (Pauly i sur. 1998; Micheli i sur. 2004; Guidetti & Sala 2007). Stagličić (2013) je ustanovila da u hrvatskim „morskim“ nacionalnim parkovima (Kornati i Mljet) nema značajne razlike u raspodjeli komercijalno važnih vrsta i onih koje to nisu unutar morskog zaštićenog područja i izvan njega. Razina zaštite koja je trenutno važeća na području NP Mljet nije se odrazila na trofičku strukturu i nije povratila odnos plijen-predator. Naše istraživanje pokazalo je tipičnu trofičku strukturu područja nad kojim se ne provodi stroga zaštita. PP Lastovsko otočje i NP Mljet premda imaju određene nadzorne mjere i djelomičnu zabranu ribolova u nekim zonama. Trofička struktura pokazuje (u oba područja) velik udio u brojnosti sitnih mikrokarnivora i mezokarnivora iz porodice Labridae koji nisu toliko komercijalno iskorištavane, nisu pod ribolovnim pritiskom. U uvjetima učinkovite zaštite često dolazi upravo do smanjenja brojnosti tih trofičkih grupa i raste gustoća populacija komercijalnih vrsta, vršnih predatora koji pripadaju u trofičke grupe makrokarnivora 1 (nekto-bentički karnivori poput kirnji) i makrokarnivore 2 (poput gofa, brancina). Ove trofičke skupine premda na oba područja imaju sličan broj zamijećenih vrsta, njihova brojnost u oba područja je niska. Podatci o biomasenoj raspodjeli indiciraju da su njihove populacije ipak u NP Mljet postojane, no udio je daleko premalen da bi se moglo govoriti o velikom udjelu predatora (obrnutoj piramidi trofičkih odnosa) koji se želi postići

zaštitom nekog područja. Udio ovih trofičkih grupa u PP Lastovsko otočje je vrlo nizak, moguće također posljedica nižeg uzorkovnog napora u tom morskom zaštićenom području.

Svrha projekta „Uspostava protokola praćenja stanja (monitoring) „no-take“ zona unutar PP Lastovsko otočje i NP Mljet“, unutar kojeg su prikupljeni podatci za izradu ovog diplomskog rada, prvenstveno je bila spoznaja o strukturi zajednice nekto-bentičke zajednice riba jer većina ribolovno značajnih vrsta pripada upravo toj zajednici. Imajući na umu da su ovo zaštićena morska područja u kojima ne postoji stroga regulacija ribolovnih aktivnosti, istraživanje je rađeno u svrhu utvrde „početnog stanja“ ciljane zajednice i ciljanih interesnih vrsta prije predložene uspostave zona potpune zabrane ribolova koja je planirana u oba morska zaštićena područja. Ovo istraživanje nužan je korak za moguće procjene učinkovitosti nakon što se status zaštite podigne na višu razinu. Za pouzdano utvrđivanje promjena u ihtiozajednicama poput učinka prelijevanja (Russ 2002, Di Lorenzo i sur. 2016) ili drugih indikatora oporavka eksploatiranih vrsta (porast u brojnosti, veličini i biomasi (Halpern i Warner 2002, Lester i sur. 2009)) unutar područja, preporučuje se model BACI istraživanja (engl. *Before and After Control Impact*, BACI) (Underwood 1996). BACI podrazumijeva praćenje zaštićenih i nezaštićenih područja kroz niz godina, prije i nakon proglašenja zaštite, te je dobar i učinkovit način praćenja učinkovitosti morskih zaštićenih područja (Abesamis i Russ 2005, Alcalá i sur. 2005, Francini-Filho i Moura 2008, Russ i Alcalá 1996, 2011, Russ i sur. 2003, 2004). Drugi široko primjenjivan način za pouzdano utvrđivanje promjena u ihtiozajednicama je istraživanje postojanja gradijenta u brojnosti i srednjoj veličini ribe kako se udaljavamo od zone zaštite (Rakitin i Kramer 1996, Chapman i Kramer 1999, Harmelin-Vivien i sur. 2008, Stagličić 2013).

Istraživane postaje u ovom radu su sve ipak unutar zaštićenog područja, no s obzirom na nisku razinu zaštite unutar ova dva morska zaštićena područja u obliku dopuštenog ribolova, ali i slabe kontrole u područjima u kojima je „na papiru“ zabranjen ribolov, te saznanja da hrvatska morska zaštićena područja (izuzev NP Brijuni) ne pokazuju velike razlike u odnosu na okolno nezaštićeno područje (Stagličić 2013, Bukša 2016) moguće je pratiti učinkovitost budućih zona potpune zabrane ribolova po BACI principu, ali i principu uočavanja gradijenta. Morska zaštićena područja koji nemaju strog režim zaštite imaju mnogo manje primjetne koristi (Lester i Halpern 2008) dok su se neki pokazali potpuno neefektivnim kada se usporedbi stanje eksploatiranih vrsta s okolnim nezaštićenim područjem (Di Franco i sur. 2009, Guidetti i sur. 2014). Podatci obrađeni ovim diplomskim radom predstavljaju nulto stanje prije pretpostavljenog formiranja strogih zona zaštite unutar morskih zaštićenih područja. Napomena

je da su u radu obrađeni samo podatci o interesnoj zajednici za dubinu od 10 metara. U budućem nadzoru postojat će 3 razine zaštite na kojem bi proučavali učinkovitost te mogući gradijent: uspostavljene zone potpune zabrane ribolova, ostatak morskog zaštićenog područja i okolno nezaštićeno područje. Claudet (2017) je objedinio nekoliko čimbenika na koje se treba pripaziti pri ispitivanju učinkovitosti zaštite: nužno je uvijek imati na umu vrijeme koje je prošlo od uspostave zaštite i imati jasne realne ciljeve na kojoj vremenskoj skali se očekuju promjene. Nerealno je pratiti stanje i očekivati velike promjene u strukturi zajednice i trofičkoj strukturi kao prvim pokazatelj učinkovitosti jer se takve promjene događaju kroz desetljeća (Babcock i sur. 2010), prvenstveno trebaju biti tvrdjeni direktni pokazatelji, poput porasta u brojnosti i veličini lovnih vrsta (Claudet i sur. 2006). Također, porast u brojnosti i veličini ne treba očekivati kod svih vrsta. Upravo smanjivanje brojnosti nekih vrsta (prvenstveno manjih vrsta nekto-bentičkih i pelagičkih vrsta) mogu biti indicije obnove populacija velikih predatorskih riba (Willis i Anderson 2003, Claudet i sur. 2010). Morsko zaštićeno područje se nekad može činiti neučinkovit kada je vrlo brzo došlo do učinka prelijevanja ili su vrste unutar zaštićenih područja vrste čiji je areal širi od područja zaštite. Stoga će, kada se radi usporedba, jednake vrijednosti unutar zaštićenog i nezaštićenog područja indicirati manjak razlike koje se mogu protumačiti kao neučinkovitost zaštićenog područja (Claudet 2017). Većina ovih pogrešaka mogu se riješiti dobrim planiranjem, temeljitim istraživanjima prije, te analizom ovisnosti ihtiozajednice (posebno lovnih vrsta) o staništu, dubini te poznavanje njihovih ekoloških potreba prema staništu, veličini areala i poznavanje trofičke dinamike područja što je za ova dva hrvatska morska zaštićena područja dobiveno ovim istraživanjem.

U programima monitoringa, i projektima koji im prethode poput ovog, uvijek se u obzir uzima analiza uloženog i dobivenog. Ovaj način istraživanja, s posebnim naglaskom na veličinu transektu korištenu u ovom istraživanju, ima nedostataka. Ne može se govoriti o cjelovitoj strukturi zajednice s obzirom da nisu bilježene sve vrste riba prisutne na transektima - kriptične bentičke vrste. Nužno je naglasiti i da određene vrste i jedinke mogu biti i uočene istraživanjem, ali nisu bile dovoljno blizu kako bi bile obuhvaćene istraživanim transektom. Također, upitna je dobra procjena brojnosti velikih jedinki predatorskih riba, te je pretpostavljena njihova podcijenjenost zbog slabe snage opažanja ovih često plašljivih jedinki. Drugi mogući načini praćenja stanja zajednica riba poput stereo-videa, snimanja uz pomoć daljinski upravljane vozila ili nove metode molekularne biologije, analize okolišne DNA, mogu rezultirati boljom procjenom ukupnog sastava, brojnosti i biomase, ali često iziskuju mnogo veće troškove, pripremu i dugotrajniju obradu podataka (Lacoursiere-Roussel i sur. 2016, Holmes i sur. 2013,

Tessier i sur. 2013). Također postoje mnoge varijacije same metode vizualnog cenzusa koje mogu pokazati bolje procjene s obzirom na ciljanu zajednicu, pogotovo kada se kombiniraju s već navedenim drugim ne-destruktivnim metodama. S obzirom na to da je cilj ovakvih istraživanja procjena stanja kako bi se u budućnosti mogli pratiti trendovi, a ne apsolutno stanje zajednica i pojedinih vrsta, ova metoda je često pogodna. S njenim nedostacima, nepobitno je to da se ne smije koristiti kao jedina metoda u perspektivi dugotrajnog monitoringa koji služi boljem razumijevanju funkcionalnih jedinica ekosustava i razumijevanju mehanizma oporavka velikih predatora koji su redom lovne vrste, kao ni za detaljne analiza promjena u trofičkoj strukturi (Prato i sur. 2017). Uz sve to, metoda je i dalje široko primjenjiva jer se u brojnim usporedbama i analizi nedostataka ipak pokazala dobrim izborom za procjene brojnosti i procjene biomase koji se onda koriste za opisivanje trendova (Edgar i sur. 2014). Analize uloženog i dobivenog opravdavaju čest izbor ove metode kao jedne od najjeftinijih, a i dalje pouzdanih metoda.

6. Zaključak

Istraživanje nekto-bentičke zajednice na području Parka prirode Lastovsko otočje i Nacionalnog parka Mljet pokazalo je očekivano bogatstvo vrsta no malu brojnost i biomasu ribolovno značajnih vrsta. Prisutna je brojčana i biomasena dominantnost manjih vrsta riba od male ili nikakve komercijalne važnosti na većini postaja istraživanja.

Istraživan dio nekto-bentičke zajednice riba pokazuje značajne razlike u sastavu i brojnosti te razlike u raspodjeli biomase komercijalno važnih vrstama s obzirom na tip staništa. Staništa zajednice infralitoralnih alga s manjim naseljima posidonije najbogatija su vrstama, najbrojnije jedinkama i značajno se razlikuju od drugih staništa raspodjelom biomase komercijalno važnih vrsta. Takva staništa, uz ona gdje su naselja posidonije jednako zastupljena kao i zajednica infralitoralnih alga, mogu podržavati vrlo raznoliku zajednicu te pružiti hranu, sklonište, rastilište i mrijestilište većini vrsta, pa tako i nekto-bentičkoj zajednici riba.

Staništa bez posidonije vrlo su raznolika u svom sastavu, brojnosti i raspodjeli biomase, no u prosjeku manjih vrijednosti od gornje navedenih staništa. Staništa naselja posidonije s malim udjelom zajednice infralitoralnih alga najmanje su brojna vrstama, jedinkama i biomasom.

Morska zaštićena područja Lastovsko otočje i Mljet ne pokazuju brojčanu i biomasenu trofičku strukturu s dominantnim predatorskim ribama kakva bi trebala biti u učinkovitim zaštićenim područjima stoga su naponi za uspostavu zona potpune zabrane ribolova više nego potrebni. Ovakvi podatci upućuju na problem neodrživog i intenzivnog ribolova u oba zaštićena morska područja.

Provedeno istraživanje na predloženim postajama za uspostavu zona potpune zabrane ribolova i njihovim kontrolnim postajama u Nacionalnom parku Mljet pokazalo je da je za većinu postaja odabir kontrolnih postaja dobar, a za neke i vrlo dobar. U zoni 5 potpune zabrane ribolova potrebno je pronaći novu prikladnu kontrolnu postaju s obzirom na to da predložena kontrolna postaja Sredni rat ne pokazuje zadovoljavajuću razinu sličnosti s postajama unutar zone zaštite.

7. Literatura

1. Abesamis R. A., Russ G. R. 2005. Density dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecological Application* 15(5), 1798–1812.
2. Aburto–Oropeza O., Erisman B., Galland G.R., Mascarenas-Osorio I., Sala E., Ezcurra E. 2011. Large reserve of fish biomass in a no-take marine reserve. *PloS ONE* 6(8), e23601.
3. Alcala A. C., Russ G. R., Maypa A. P., Calumpong H. P. 2005. A long-term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yields. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 62(1), 98–108.
4. Alcoverro T., Manzanera M., Romero J. 1998. Seasonal and age-dependent variability of *Posidonia oceanica* (L.) Delile photosynthetic parameters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 230, 1–13.
5. Alemany D., Acha E. M., Iribarne O. O. 2013. Marine fronts are important fishing areas for demersal species at the Argentine Sea (Southwest Atlantic Ocean). *Journal of Sea Research* 87, 56–67.
6. Álvarez I, Rodríguez J. M., Catalán I. A., Hidalgo M., Álvarez-Berastegui D., Balbín R., Aparicio-González A., Alemany F. 2015. Larval fish assemblage structure in the surface layer of the northwestern Mediterranean under contrasting oceanographic scenarios. *Journal of Plankton Research* 37(4), 834–850.
7. Andrade A.B., Machado L. F., Hostim-Silva M., Barreiros J. P. 2003. Reproductive biology of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46(3), 373-381.
8. Appolloni L., Bevilacqua S., Sbrescia L., Sandulli R., Terlizzi A., Russo G. F. 2017. Does full protection count for the maintenance of β -diversity patterns in marine communities? Evidence from Mediterranean fish assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27(4), 828–838.
9. Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F., Russo A. 1997. The Adriatic Sea general circulation. Part I: Air–Sea interactions and water mass structure. *Journal of Physical Oceanography* 27, 1492-1514.
10. Ashworth J. S., Ormond, R. F. G. 2005. Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation* 121(3), 333–344.

11. Babcock R. C., Shears N. T., Alcala A. C., Barrett N. S., Edgar G. J., Lafferty K. D., McClanahan T. R., Russ G. R. 2010. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(43), 18256–18261.
12. Bakran-Petricioli T. 2011. Priručnik za određivanje morskih staništa u Hrvatskoj prema Direktivi o staništima EU. Državni zavod za zaštitu prirode, Zagreb.
13. Bardach J. E. 1959. The summer standing crop of fish on a shallow Bermuda reef. *Limnology and Oceanography* 4, 77-85.
14. Bell J. D., Craik G. J. S., Pollard D. A., Russell B. C. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs* 4, 41-44.
15. Benović A., Lučić D., Onofri V., Peharda M., Carić M., Jasprica N., Bobanović-Čolić S. 2000. Ecological characteristics of the Mljet Island seawater lakes (South Adriatic Sea) with special reference to their resident populations of medusae. *Scientia Marina* 64(S1), 197–206.
16. Birkeland C., Dayton P. K. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 356–358.
17. Boesch D. F. 1977. Application of numerical classification in ecological investigations of water pollution. United States Environmental Protection Agency Ecological Researches Series, Corvallis, Oregon.
18. Bonaca M. O., Lipej L. 2005. Factors affecting habitat occupancy of fish assemblages in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *Marine Ecology* 26(1), 42-53.
19. Bonin M. C., Srinivasan M., Almany G. R., Jones G. P. 2009. Interactive effects of interspecific competition and microhabitat on early post-settlement survival in a coral reef fish. *Coral reef* 28(1), 265-274.
20. Booth D. J., Brosnan D. M. 1995. The role of recruitment dynamics in rocky shores and coral reef fish communities. *Advances in Ecological Research* 26, 309-385.
21. Bortone S. A., Kimmel J. J. 1991. Environmental assessment and monitoring of artificial habitats. U: Seaman W. Jr., Sprague L. M. (ur.) *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, str. 177-236.
22. Bortone S. A., Mille K. J. 1999 Data needs for assessing marine reserves with an emphasis on estimating fish size in situ. *Naturalista Siciliano* 23, 13-31.
23. Boudouresque C. F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. 2012. Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadow. RAMOGE and RAC/SPA, Tunis.

24. Bray J. R., Curtis J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, 325–349.
25. Brock V. E. 1954. A method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management* 18, 297-308.
26. Bukša F. 2016. Struktura i sastav ribljih zajednica na području Parka prirode Telašćica prije uspostave zona stroge zaštite. Diplomski rad. Sveučilište u Zagrebu.
27. Buljan M., Zore-Armanda M. 1976. Oceanographical properties of the Adriatic Sea. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review* 14, 11-98.
28. Bussotti S., Guidetti P. 1999. Fish communities associated with different seagrass systems in the Mediterranean Sea. *Naturalista Siciliano* 23, 245–259.
29. Cardona L., Sales M., López D. 2007. Changes in fish abundance do not cascade to sea urchins and erect algae in one of the most oligotrophic parts of the Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 273–282.
30. Chapman M. R., Kramer D. L. 1999. Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: effects of reserve protection and habitat characteristics. *Marine Ecology Progress Series* 181, 81-96.
31. Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.-G. 1997. Finfish populations assessment techniques on artificial reefs: a review in the European Union. U: Jensen A. (ur.) *European artificial reefs*. EAARN.
32. Christie M. R., Tissot B. N., Albins M. A., Beets J. P., Jia Y., Ortiz D. M., Thompson S. E., Hixon M. A. 2010. Larval connectivity in an effective network of marine protected areas. *PLoS ONE* 5(12), e15715.
33. Claudet J. 2017. Six conditions under which MPAs might not appear effective (when they are). *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsx074.
34. Claudet J., Guidetti P. 2010a. Improving assessments of marine protected areas. *Aquatic Conservation* 20, 239–242.
35. Claudet J., Guidetti P. 2010b. Fishermen contribute to protection of marine reserves. *Nature* 464(7289), 673.
36. Claudet J., Osenberg C. W., Benedetti-Cecchi L., Domenici P., Garcia-Charton J., Badalamenti F, Bayle-Sempere J., Brito A., Bulleri F., Culioli J. M., Dimech M., Falcón J. M., Guala I., Milazzo M., Sánchez-Meca J., Somerfield P. J., Stobart B., Vandeperre F., Valle C., Planes S. 2008. Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters* 11(5), 481–489.

37. Claudet J., Osenberg C. W., Domenici P., Badalamenti P., Milazzo M., Falcon J. M., Bertocci I., Benedetti-Cecchi L., García-Charton J.-A., Goñi R., Borg J. A., Forcada A., de Lucia G. A., Pérez-Ruzafa A., Afonso P., Brito A., Guala I., Le Diréach L., Sanchez-Jerez P., Somerfield P. J., Planes S. 2010. Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecological Applications* 20, 830–839.
38. Claudet J., Pelletier D., Jouvenel J.-Y., Bachet F., Galzin R. 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean case study: identifying community-based indicators. *Biological Conservation* 130, 349–369.
39. Collins K. J., Mallinson J. J. 2002. Surveying black bream, *Spondyliosoma cantharus* (L.), nesting sites using sidescan sonar. *International Journal of the Society for Underwater Technology* 30(4), 183–188.
40. Consoli P., Romeo T., Giongrandi U., Andaloro F. 2008. Differences among fish assemblages associated with a nearshore vermetid reef and two other rocky habitats along the shores of Cape Milazzo (northern Sicily, central Mediterranean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88(2), 401–410.
41. Deepayan S. 2008. *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York.
42. Di Franco A., Bussotti S., Navone A., Panzalis P., Guidetti P. 2009. Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 387, 275–285.
43. Di Lorenzo M., Claudet J., Guidetti P. 2016. Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *Journal for Nature Conservation* 32, 62–66.
44. Dinno A. 2017. *dunn.test: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums*. R package version 1.3.5. <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>
45. Državna geodetska uprava, <http://geoportal.dgu.hr>
46. Dulčić J., Dragičević B. 2011. First record of the Atlantic tripletail, *Lobotes surinamensis* (Bloch, 1790), in the Adriatic Sea. *Journal of Applied Ichthyology* 27(6), 1385–1386.
47. Dulčić J., Dragičević B., Grgičević R., Lipej L. 2011. First substantiated record of a Lessepsian migrant—the dusky spinefoot, *Siganus luridus* (Actinopterygii: Perciformes: Siganidae), in the Adriatic Sea. *Acta ichthyologica et piscatoria* 41(2), 141–143.
48. Dulčić J., Soldo A., Jardas I. 2005. Adriatic fish biodiversity and review of bibliography related to Croatian small-scale coastal fisheries. *AdriaMed Technical Documents* 15, 103–125.

49. Edgar G. J., Barrett N. S., Morton A. J. 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308, 269–290.
50. Edgar G. J., Stuart-Smith R. D., Willis T. J., Kininmonth S., Baker S. C., Banks S., Barrett N. S., Becerro M. A., Bernard A. T. F., Berkhout J., Buxton C. D., Campbell S. J., Cooper A. T., Davey M., Edgar S.C., Försterra G., Galván D. E., Irigoyen A. J., Kushner D. J., Moura R., Parnell P. E., Shears N. T., Soler G., Strain E. M. A., Thomson R. J. 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506(7487), 216–220.
51. Ercegović A. 1964. Dubinska i horizontalna raščlanjenost jadranske vegetacije alga i njezini faktori. *Acta Adriatica* 11(9), 75-84.
52. European Commission. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Council of the European Communities (CEC). *Official Journal of the European Communities* 206, 7–50.
53. Fischer W., Bauchot M. L., Schneider M. 1987. Fiches FAO d'identification des especes pour les besoins de la peche. Mediterranee et Mer Noire. Zone 37. II. Vertebres. FAO Rim, Italija.
54. Francini-Filho R. B., Moura R. L. 2008. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: an evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research* 93(3), 346-356.
55. Francour P. 1999. A critical review of adult and juvenile fish sampling techniques in *Posidonia oceanica* seagrass beds. *Naturalista Siciliano* 23, 33-57.
56. Francour P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, NorthwesternMediterranean). *Oceanologica Acta* 17, 309-317.
57. Francour P., Le Direac'h L. 1995. Le recrutement des poissons dans les herbiers a *Posidonia oceanica*: quels sont les facteurs influents? Actes du XXXIX Congres national de l'Association francaise de Limnologie, 67–78.
58. Friedlander A. M., Brown E. K, Jokiel P. L., Smith W. R., Rodgers K. S. 2003. Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs* 22, 291–305.
59. Friedlander A., Garrabou J., Guclusoy H., Guidetti P., Halpern B. S., Hereu B., Karamanlidis A. A., Kizilkaya Z., Macpherson E., Mangialajo L., Mariani S., Micheli F., Pais A., Riser K., Rosenberg A. A., Sales M., Selkoe K. A., Starr R., Tomas F., Zabala M. 2012. The structure

of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PLoS ONE* 7(2), e32742.

60. Froese R., Pauly D. (ur.) 2017. FishBase. World Wide Web electronic publication. Pristupljeno 1.12.2017.
61. García Rubies A., Zabala M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina* 54, 317–328.
62. García-Charton J. A., Pérez-Ruzafa A. 1998. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology* 19(2), 111-128.
63. García-Charton J. A., Pérez-Ruzafa A. 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology* 138, 917–934.
64. García-Charton J. A., Pérez-Ruzafa A., Sánchez-Jerez P., Bayle-Sempere J.T., Reñones, O., Moreno D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144, 161-182.
65. García-Charton J.A., Williams I. D., Perez-Ruzafa A., Milazzo M., Chemello R., Marcos C., Kitsos M. S., Koukouras A., Riggio S. 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation* 27, 159–178.
66. García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa A. 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research* 42, 1–20.
67. García-Rubies A. 1999. Effects of fishing on community structure and on selected populations of Mediterranean coastal reef fish. *Naturalista Siciliano* 23, 59–81.
68. Giakoumi S., Kokkoris G. 2013. Effects of habitat and substrate complexity on shallow sublittoral fish assemblages in the Cyclades Archipelago, North-eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 14, 58-68.
69. Giakoumi S., Scianna C., Plass-Johnson J., Micheli F., Grorud-Colvert K., Thiriet P., Claudet J., Di Carlo G., Di Franco A., Gaines S. D., García-Charton A., Lubchenco J., Reimer J., Sala E., Guidetti P. 2017. Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea. a regional meta-analysis. *Scientific Reports* 7, 8940.

70. Goñi R., Harmelin-Vivien M., Badalamenti F., Bernard G. 2000. Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves. GIS Posidonie, Marseille, Francuska.
71. Great Barrier Reef Marine Park Authority. 1979. Workshop on reef fish assessment and monitoring. Workshop Series 2. GBRMPA, Heron Island, Australija.
72. Green E. P., Short F. T. 2003. World Atlas of Seagrasses. UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press. Berkley, SAD.
73. Guidetti P. 2000. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 50, 515–529.
74. Guidetti P. 2002. The importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish in Mediterranean MPAs. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 12, 619–634.
75. Guidetti P. 2004. Consumers of sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, in shallow Mediterranean rocky reefs. Helgoland Marine Research 58, 110–116.
76. Guidetti P., Baiata P., Ballesteros E., Di Franco A., Hereu B., Macpherson E., Micheli F., Pais A., Panzalis P., Rosenberg A. A., Zabala M., Sala E. 2014. Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. PLoS ONE 9(4), e91841.
77. Guidetti P., Bianchi C. N., Chiantore M., Schiaparelli S., Morri C., Cattaneo-Vietti R. 2004. Living on the rocks. substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series 274, 57–68.
78. Guidetti P., Bussotti S., Conti M. 1998. Fish fauna of the Genoa-Quinto *Posidonia oceanica* bed Ligurian Sea, North-Western Mediterranean. Rapports Commission International Mer Mediterranee 35, 35546–547.
79. Guidetti P., Sala E. 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series 335, 43-56.
80. Guidetti P., Verginella L., Viva C., Odorico R., Boero F. 2005. Protection effects on fish assemblages, and comparison of two visual-census in shallow artificial rocky habitats in the northern Adriatic Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85, 247–255.
81. Guidetti P., Vierucci E., Bussotti S. 2008. Differences in escape response of fish in protected and fished Mediterranean rocky reefs. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 88(3), 625–627.

82. Halpern B. S. 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319, 948–952.
83. Halpern B. S., Warner R. R. 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* 5, 361–366.
84. Harmelin J.-G. 1987. Structure and variability of the ichthyofauna in a Mediterranean protected rocky area (National Park of Port Cros, France). *Marine Ecology* 8, 263-284.
85. Harmelin J.-G. 2000. Mediterranean marine protected areas: Some prominent traits and promising trends. *Environmental Conservation* 27, 104–105.
86. Harmelin J.-G., Bachet F., García F. 1995. Mediterranean marine reserves: Fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology* 16, 233–250.
87. Harmelin-Vivien M. L., Bitar G., Harmelin J.-G., Monestiez P. 2005. The littoral fish community of the Lebanese rocky coast (eastern Mediterranean Sea) with emphasis on Red Sea immigrants. *Biological Invasions* 7(4), 625-637.
88. Harmelin-Vivien M. L., Francour P. 1992. Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology* 13, 41–51.
89. Harmelin-Vivien M. L., Harmelin J.-G. 1975. Présentation d'une méthode d'évaluation in situ de la faune ichtyologique. *Travaux Scientifiques du Parc National de Port-Cros* 1, 47-52.
90. Harmelin-Vivien M. L., Harmelin J.-G., Chauvet C., Duval C., Galzin R. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. *Methodes et problemes. Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie* 40, 467–539.
91. Harmelin-Vivien M. L., Le Diréach L., Bayla-Sempere J., Charbonnel E., García-Charton J.-A., Ody D., Pérez-Ruzafa A., Reñones O., Sánchez-Jerez P. Valle C. 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of spillover? *Biological Conservation* 141, 1829–1839.
92. Heinlein J. M., Stier A. C., Steele M. A. 2010. Predators reduce abundance and species richness of coral reef fish recruits via non-selective predation. *Coral Reefs* 29(2), 527-532.
93. Holbrook S. J., Forrester G. E., Schmitt R. J. 2000. Spatial patterns in abundance of a damselfish reflect availability of suitable habitat. *Oecologia* 122, 109–120.
94. Holmes T. H., Wilson S. K., Travers M. J., Langlois T. J., Evans R. D., Moore G. I., Douglas R. A., Shedrawi G., Harvey E. S., Hickey, K. 2013. A comparison of visual- and stereo-video based fish community assessment methods in tropical and temperate marine waters of Western Australia. *Limnology and Oceanography: Methods* 11, 337–350.

95. Institut za oceanografiju i ribarstvo. 2012. Početna procjena stanja i opterećenja morskog okoliša hrvatskog dijela Jadrana. MZOIP i IZOR, Split.
96. Jackson, J. B. C. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science* 293, 629–637.
97. Jardas I. 1996. Jadranska ihtiofauna. Školska knjiga, Zagreb.
98. Jardas I., Pallaoro A., Vrgoč N., Jukić-Peladić S., Dadić V. 2008. Crvena knjiga morskih riba. Državni zavod za zaštitu prirode, Zagreb.
99. Kassambara A. 2017. ggpubr: 'ggplot2' based publication ready plots. R package version.1.6. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpub>
100. Kovačić M., Šanda R. 2016 A new species of *Gobius* Perciformes. Gobiidae. from the Mediterranean Sea and the redescription of *Gobius buccichi*. *Journal of Fish Biology* 88, 1104–1124.
101. Kruschel C., Schultz S. T. 2012. Use of a lure in visual census significantly improves probability of detecting wait-ambushing and fast cruising predatory fish. *Fisheries Research* 123-124, 70–77.
102. Kružić P. 2002. Marine fauna of the Mljet National park (Adriatic Sea, Croatia), 1. Anthozoa. *Natura Croatica* 11(3), 265–292.
103. La Mesa G., Guidetti P., Bussotti S., Cattaneo-Vietti R., Manganaro A., Molinari A., Russo G. F., Spano N., Vetrano G., Tunesi, L. 2013. Rocky reef fish assemblages at six Mediterranean marine protected areas: broad-scale patterns in assemblage structure, species richness and composition. *Italian Journal of Zoology* 801, 90–103.
104. La Mesa G., Molinari A., Gambaccini S., Tunesi, L. 2011. Spatial pattern of coastal fish assemblages in different habitats in North-western Mediterranean. *Marine Ecology* 321, 104–114.
105. Lacoursiere-Roussel A., Rosabal M., Bernatchez L. 2016. Estimating fish abundance and biomass from eDNA concentrations: variability among capture methods and environmental conditions. *Molecular Ecology Resources* 16(6), 1401-1414.
106. Leder N., Smirčić A., Gržetić Z., Grbec B., Vilibić I. 1996. Dinamička svojstva akvatorija Palagruškog praga. U: Hodžić M. (ur.) *Zbornik Palagruža*. Split, Matica hrvatska, str. 339 – 343.
107. Leis J. M., McCormick M. I. 2002. The biology, behavior and ecology of the pelagic larval stage of coral reef fishes. U: Sale P. F. (ur.) *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. San Diego, Academic Press, str. 171- 199.

108. Lester S. E., Halpern B. S. 2008. Biological responses in marine no-take marine reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series* 367, 49–56.
109. Lester S. E., Halpern B. S., Grorud-Colvert K., Lubchenco J., Ruttenberg B. I., Gaines B. I., Airamé S., Warne R. R. 2009. Biological effects within no- take marine reserves: A global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384, 33-46.
110. Ligges U., Mächler M. 2003. Scatterplot3d – an R Package for Visualizing Multivariate Data. *Journal of Statistical Software* 8(11), 1-20.
111. Lindfield S. J., Harvey E. S., Mcilwain J. L., Halford A. R. 2014. Silent fish surveys: Bubble-free diving highlights inaccuracies associated with SCUBA-based surveys in heavily fished areas. *Methods in Ecology and Evolution* 5(10), 1061–1069.
112. Lipej L., Dulčić J. 2010. Checklist of the Adriatic fish species. *Zootaxa* 2589, 1–92.
113. Lubchenco J., Grorud-Colvert K. 2015. Making waves: The science and politics of ocean protection. *Science* 350, 382–383.
114. Lucas A. J., Pitcher G. C., Probyn T. A., Kudela, R. M. 2014. The influence of diurnal winds on phytoplankton dynamics in a coastal upwelling system off south- western Africa. *Deep Sea Research Part II* 101, 50–62.
115. Luckhurst B. E., Luckhurst K. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* 49, 317–323.
116. Macpherson E. 1994. Substrate utilization in a Mediterranean littoral fish community. *Marine Ecology Progress Series* 114, 211-218.
117. Macpherson E. 2000. Fishing effects on trophic structure of rocky littoral fish assemblages. *CIESM Workshop Series* 12, 43–45.
118. Maguran A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Blackwell Publishing. Oxford.
119. Mallet D., Pelletier D. 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity. A review of sixty years of publications 1952–2012. *Fisheries Research* 154, 44–62.
120. McClanahan T. R., Arthur R. 2001. The effect of marine reserves and habitat on populations of east African coral reef fishes. *Ecological Applications* 11, 559–569.
121. MedPAN, UNEP-MAP-SPA/RAC. 2018. The 2016 status of Marine Protected Areas in the Mediterranean. MedPAN, RAC/SPA.(u izradi)
122. Micheli F., Halpern B. S., Botsford L. W., Warner R. R. 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Application* 14, 147-165.

123. Mihanović H., Beg Paklar G., Orlić M. 2014. Resonant excitation of island-trapped waves in a shallow, seasonally stratified sea. *Continental Shelf Research* 77, 24–37.
124. Mihanović H., Orlić M., Pasarić, Z. 2009. Diurnal thermocline oscillations driven by tidal flow around an island in the Middle Adriatic. *Journal of Marine Systems* 78, 157–168.
125. NN 111/2006: Zakon o proglašenju Parka prirode »Lastovsko otočje«
126. NN 13/1997: Zakon o izmjenama zakona o proglašenju zapadnog dijela otoka Mljeta Nacionalnim parkom.
127. NN 144/2013: Pravilnik o strogo zaštićenim vrstama.
128. NN 49/60: Zakon o proglašenju zapadnog dijela otoka Mljeta Nacionalnim parkom.
129. NOAA. 2016. Rapid Ecological Assessment (REA) Survey Methodology:#2. Fish Sizing and Counting. The Pacific Islands Fisheries Science Center of the National Marine Fisheries Service (NMFS), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), str 46:
130. Oksanen J., Blanchet F. G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlenn D., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson, G. L., Solymos P., Henry M., Stevens H., Szoecs E., Wagner H. 2017. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
131. Orlić M., Beg Paklar G., Dadi V., Leder N., Mihanović H., Pasari M., Pasari Z. 2011. Diurnal upwelling resonantly driven by sea breezes around an Adriatic island. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 116(9), C09025.
132. Pajuelo J. G., Lorenzo J. M. 1999. Life history of the black seabream, *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Islands, central-east Atlantic. *Environmental Biology of Fish* 54, 325- 336.
133. Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans and University of Nice Sophia Antipolis (PISCO). 2016. *The Science of Marine Protected Areas* (3rd edition, Mediterranean). www.piscoweb.org., Pristupljeno 1.12.2017.
134. Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860-863.
135. Pelletier D., García-Charton J.-A., Ferraris J., David G., Thébaud O., Letourneur Y., Claudet J., Amand M., Kulbicki M., Galzin R. 2005. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources* 18, 15–33.
136. Pergent G., Bazairi H., Bianchi C. N., Boudouresque C. F., Buia M. C., Clabaut P., Harmelin-Vivien M. L., Mateo M. A., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent-Martini C.,

- Semroud R., Serrano O., Verlaque M. 2012. Mediterranean seagrass meadows: Resilience and contribution to climate change mitigation. A short summary. IUCN, Gland i Malaga.
137. Perkol-Finkel S., Airoidi L. 2010. Loss and recovery potential of marine habitats: An experimental study of factors maintaining resilience in subtidal algal forests at the Adriatic Sea. *PloS ONE* 5(5), 1-11.
 138. Prato G., Thiriet P., Di Franco A., Francour P. 2017. Enhancing fish Underwater Visual Census to move forward assessment of fish assemblages: An application in three Mediterranean Marine Protected Areas. *PLoS ONE*, 12(6), e0178511.
 139. QGIS Development Team. 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.osgeo.org>
 140. R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Beč, Austrija. URL <https://www.R-project.org/>.
 141. Rakitin A., Kramer D. L. 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series* 131, 97-113.
 142. Reñones O., Moranta J., Coll J., Morales-Nin B. 1997. Rocky bottom fish communities of Cabrera Archipelago National Park Mallorca, Western Mediterranean. *Scientia Marina* 61(4.), 495-506.
 143. Ricker W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 191, 1–382.
 144. Rius M. 2007. The effect of protection on fish populations in the Ses Negres Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina* 71(3), 499–504.
 145. Roberts C. M., Ormond R. F. G. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine Ecology Progress Series* 41, 1–8.
 146. Rowley R. J. 1994. Case studies and reviews: marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4, 233–254.
 147. Ruitton S., Francour P., Boudouresque C. F. 2000. Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea Mediterranean. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 50(2), 217-230.
 148. Russ G. R., Alcala A. C., Maypa A. P. 2003. Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island: the Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 264, 15–20.
 149. Russ G. R., Alcala A. C., Maypa A. P., Calumpong H. P., White A. T. 2004. Marine reserve benefits local fisheries. *Ecological Application* 14(2), 597–606.

150. Russ G. R., Alcala, A. C. 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 132, 1–9.
151. Russ G., Alcala A. C. 1996. Marine Reserves: Rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecological Applications* 63, 947-961.
152. Russ G.R. 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. U: Sale P. (ur.), *Coral Reef Fishes*. San Diego, Academic Press, str. 421-443.
153. Russ, G. R., Alcala, A. C. 2011. Enhanced biodiversity beyond marine reserve boundaries: the cup spillith over. *Ecological Application* 21, 241–250.
154. Russell B. C., Talbot F. H., Anderson G. R. V., Goldman B. 1978. Collection and sampling of reef fishes. U: Stoddart D. R., Johannes R. E. (ur.) *Coral Reefs. Research methods*. UNESCO, str. 329-345.
155. Sahyoun R., Bussotti S., Di Franco A., Navone A., Panzalis P., Guidetti P. 2013. Protection effects on Mediterranean fish assemblages associated with different rocky habitats. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93(2), 425-435.
156. Sala E., Ballesteros E., Dendrinis P., Di Franco A., Ferretti F., Foley D., Frascchetti,
157. Sala E., Zabala M. 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 140, 71-81.
158. Sale P.F., 1997. Visual census of fishes: How well do we see what is there? U: *Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium* 2, str.1435–1440.
159. Sánchez -Caballero C. A., Borges-Souza J. M., De La Cruz- Agüero G., Ferse S. C. A. 2016. Links between fish community structure and habitat complexity of a rocky reef in the Gulf of California threatened by development: Implications for mitigation measures. *Ocean & Coastal Managment* 137, 96-106.
160. Selig E. R., Bruno J. F. 2010. A global analysis of the effectiveness of marine protected areas in preventing coral loss. *PLoS ONE* 5, e9278.
161. Serna Rodríguez K. M., Zapata F. A., Mejía-Ladino L. M. 2016. Diversity and distribution of fishes along the depth gradient of a coral reef wall at San Andrés Island, Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR* 451, 15-39.
162. Službena web-stranica Nacionalnog parka Mljet. <http://np-mljet.hr/>.
163. Službena web-stranica Parka Prirode Lastovsko otočje. <http://pp-lastovo.hr/>.
164. Smith K. A., Merrifield M. A., Carter G.S. 2017. Coastal-trapped behavior of the diurnal internal tide at Oahu, Hawaii. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 122, 4257—4273.

165. Stagličić N. 2013. Procjena učinkovitosti zaštićenih morskih područja istočnog Jadrana. Doktorska disertacija. Sveučilište u Splitu i Sveučilište u Dubrovniku
166. Stagličić N., Matić-Skoko S., Pallaoro A., Grgičević R., Kraljević M., Tutman P., Dragičević B., Dulčić J. 2011. Long term trends in the structure of eastern Adriatic littoral fish assemblages: Consequences for fisheries management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94(3), 263-271.
167. Tessier A., Pastor J., Francour P., Saragoni G., Crechriou R., Lenfant P. 2013. Video transects as a complement to underwater visual census to study reserve effect on fish assemblages. *Aquatic Biology* 18(3), 229–241.
168. The network of Marine Protected Areas managers in the Mediterranean <http://medpan.org/>
169. Thiriet P., Di Franco A., Cheminee A., Guidetti P., Bianchimani O., Basthard-Bogain S., Cottalorda J.-M., Arceo H., Moranta J., Lejeune P., Francour P., Mangialajo L. 2016. Abundance and diversity of crypto- and necto-benthic coastal fish are higher in marine forests than in structurally less complex macroalgal assemblages. *PLoS ONE* 11(10), e0164121.
170. Thresher R. E., Gunn J. S. 1986. Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef-associated piscivores Carangidae. *Environmental Biology of Fishes* 17, 93-116.
171. Tunesi L., Molinari A., Salvati E., Mori M. 2006. Depth and substrate type driven patterns in the infralittoral fish assemblage of the NW Mediterranean Sea. *Cybium* 30, 151-159.
172. Turk T. 2011. Pod površinom Mediterana. Zagreb, Školska knjiga.
173. Underwood A. J. 1996. *Experiments in ecology: logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge, Cambridge University Press.
174. UNEP. 1976. Barcelonska konvencija (Konvenciju o zaštiti morskog okoliša i obalnog područja Sredozemlja).
175. Vacchi M, Tunesi L. 1993. Stationary visual census: A technique for the assessment of fish assemblages in Mediterranean protected coastal areas. *Bollettino di Oceanografia Teorica ed Applicata* 11, 225–229.
176. Vega Fernández T., Milazzo M., Badalamenti F., D'Anna G. 2005. Comparison of the fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* after the partial loss and consequent fragmentation of the meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65, 645–653.
177. Verlaque M. 1987. Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamarck) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. U: Boudouresque C. F. (ur.) *GIS Posidonie*. Marseille, str. 5–36.

178. Verlaque M. 1990. Relations entre *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Teleosteen, Sparide), les autres poissons brouteurs et le phytobentos algal mediterraneen. *Oceanologica Acta* 13(3), 373-388.
179. Vijeće Europe. 1979. Bernska konvencija (Konvencija o zaštiti europskih divljih vrsta i njihovih staništa). *European Treaty Series* 104.
180. Viličić D. 2014. Specifična oceanološka svojstva hrvatskog dijela Jadrana. *Hrvatske vode* 22(90), 297-314.
181. Vizzini S. 2009. Analysis of the trophic role of Mediterranean seagrasses in marine coastal ecosystems: a review. *Botanica Marina* 52(5), 383-393.
182. Wickham H. 2009. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
183. Williams I. D., Walsh W. J., Tissot B. N., Hallacher L. E. 2006. Impact of observers' experience level on counts of fishes in underwater visual surveys. *Marine Ecology Progress Series* 310, 185–191.
184. Willis T. J. 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology* 59, 1408-1411.
185. Willis T. J., Anderson M. J. 2003. Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristics and predator density. *Marine Ecology Progress Series* 257, 209–221.
186. Worm B., Barbier E. B., Beaumont N., Duffy J. E., Folke C., Halpern B. S., Jackson J. B. C., Lotzel H. K., Micheli F., Palumbi S. R., Sala E., Selkoe K. A. Stachowicz J. J. Watson R. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314, 787–790.
187. Zore–Armanda M. 1984. Hydrographic and productivity conditions of the Palagruža region in the middle Adriatic. *Acta Adriatica* 25, 119 – 138.
188. Zubak I., Kruschel C., Schultz S. T. 2017. Predators structure fish communities in *Posidonia oceanica* meadows: Meta-analysis of available data across the Mediterranean basin. *Marine Ecology Progress Series* 566, 145–157.

Životopis

Rođena sam 4. listopada 1993. u Zagrebu. U Petrinju sam završila osnovnoškolsko obrazovanje u Osnovnoj školi Dragutina Tadijanovića te srednjoškolsko u Općoj Gimnaziji Petrinja. Preddiplomski studij Biologije Biološkog odsjeka, Prirodoslovno-matematičkog fakulteta, Sveučilišta u Zagrebu upisala sam 2012. godine. Zvanje sveučilišne prvostupnice biologije dobila sam 2015. nakon čega sam upisala Diplomski studij Ekologije i zaštite prirode, modul More na istom fakultetu. U sklopu svog studiranja stekla sam mnoge praktične, terenske i laboratorijske vještine. U sklopu kolegija Laboratorijska stručna praksa na proljeće 2015. odradila sam praksu u Laboratoriju za akvakulturu i patologiju akvatičkih organizama na Institutu Ruđer Bošković. Narednih godinu dana nastavila sam volontirati u istom laboratoriju gdje sam radila molekularnu karakterizaciju nametnika *Pomphorhynchus laevis* u slatkovodnim ribama. Rezultate toga rada prezentirala sam na 3. Simpoziju studenata bioloških usmjerenja 2017. godine.

Tijekom većine studija, od 2014., aktivni sam član Udruge studenata BIUS te od tada aktivno sudjelujem u radu sekcije za ribe i grupe za biologiju mora. 2015. preuzela sam vodstvo nad sekcijom za ribe s kojom sam uspješno sudjelovala i organizirala nekoliko manjih projekata i terenskih istraživanja, te sudjelovala na velikim projektima „Papuk 2015.“, „Mura-Drava 2016.“ te „Insula Tilagus 2017.“ Sudjelovala sam na nekoliko edukativnih radionica kao član BIUS-a poput Znanstvenog piknika te na manifestaciji Noć biologije sve godine svog studiranja.

Uz vještine naučene tijekom studija položila sam početnu kategoriju ronionca s jednom zvjezdicom po CMAS-u 2015. godine, svladala osnove rukovanja elektroagregatom za uzorkovanje slatkovodne ihtiofaune 2016. te položila osnovni tečaj programiranja i statistike u računalnom programu R 2017. godine.

Volonter sam u Društvu istraživača mora 20 000 milja s kojima sam radila na projekta „Uspostava protokola praćenja stanja (monitoring) no-take zona unutar PP Lastovsko otočje i NP Mljet“ te „Uspostava protokola praćenja stanja (monitoring) no-take zona unutar PP Telašćica, NP Kornati i NP Brijuni“. Kao volonter-znanstvenik sudjelovala sam u edukativnom ekspedicijskom projektu Operation Wallacea održanog na Mljetu 2017. godine.