

Utjecaj umjetnog svjetla noću na zajednice sesilnih beskralježnjaka na tvrdoj podlozi

Barić, Oliver

Master's thesis / Diplomski rad

2024

Degree Grantor / Ustanova koja je dodijelila akademski / stručni stupanj: **University of Zagreb, Faculty of Agriculture / Sveučilište u Zagrebu, Agronomski fakultet**

Permanent link / Trajna poveznica: <https://um.nsk.hr/um:nbn:hr:204:064644>

Rights / Prava: [In copyright](#) / [Zaštićeno autorskim pravom.](#)

Download date / Datum preuzimanja: **2024-07-26**



Repository / Repozitorij:

[Repository Faculty of Agriculture University of Zagreb](#)



SVEUČILIŠTE U ZAGREBU
AGRONOMSKI FAKULTET

**UTJECAJ UMJETNOG SVJETLA NOĆU NA ZAJEDNICE
SESILNIH BESKRALJEŽNJAKA NA TVRDOJ PODLOZI**

DIPLOMSKI RAD

Oliver Barić

Zagreb, srpanj, 2024.

**SVEUČILIŠTE U ZAGREBU
AGRONOMSKI FAKULTET**

Diplomski studij:

Ribarstvo i lovstvo

**UTJECAJ UMJETNOG SVJETLA NOĆU NA ZAJEDNICE
SESILNIH BESKRALJEŽNJAKA NA TVRDOJ PODLOZI**

DIPLOMSKI RAD

Oliver Barić

Mentor:

prof. dr. sc. Ana Gavrilović

Zagreb, srpanj, 2024.

**SVEUČILIŠTE U ZAGREBU
AGRONOMSKI FAKULTET**

**IZJAVA STUDENTA
O AKADEMSKOJ ČESTITOSTI**

Ja, **Oliver Barić**, JMBAG 0303077215, rođen/a 06.07.1998. u Rijeci, izjavljujem da sam samostalno izradila/izradio diplomski rad pod naslovom:

**UTJECAJ UMJETNOG SVJETLA NOĆU NA ZAJEDNICE SESILNIH BESKRALJEŽNJAKA NA TVRDOJ
PODLOZI**

Svojim potpisom jamčim:

- da sam jedina autorica/jedini autor ovoga diplomskog rada;
- da su svi korišteni izvori literature, kako objavljeni tako i neobjavljeni, adekvatno citirani ili parafrazirani, te popisani u literaturi na kraju rada;
- da ovaj diplomski rad ne sadrži dijelove radova predanih na Agronomskom fakultetu ili drugim ustanovama visokog obrazovanja radi završetka sveučilišnog ili stručnog studija;
- da je elektronička verzija ovoga diplomskog rada identična tiskanoj koju je odobrio mentor;
- da sam upoznata/upoznat s odredbama Etičkog kodeksa Sveučilišta u Zagrebu (Čl. 19).

U Zagrebu, dana _____

Potpis studenta / studentice

SVEUČILIŠTE U ZAGREBU
AGRONOMSKI FAKULTET

IZVJEŠĆE

O OCJENI I OBRANI DIPLOMSKOG RADA

Diplomski rad studenta/ice **Oliver Barić**, JMBAG 0303077215, naslova

UTJECAJ UMJETNOG SVJETLA NOĆU NA ZAJEDNICE SESILNIH BESKRALJEŽNJAKA NA TVRDOJ

PODLOZI

obranjen je i ocijenjen ocjenom _____, dana _____.

Povjerenstvo:

potpisi:

1. prof. dr. sc. Ana Gavrilović mentor

2. prof. dr. sc. Tea Tomljanović član

3. izv. prof. dr. sc. Daniel Matulić član

Zahvala

Ovime zahvaljujem svim sudionicima GAME projekta, a posebno Marku Lenzu, Gerwinu Gretchelu i Vanessi Leininger, na zajedničkom planiranju i provođenju istraživanja te na nesebičnoj pomoći kad god je bila potrebna.

Veliko hvala mentorici, Ani Gavrilović te Jurici Jug-Dujakoviću na bodrenju tijekom preddiplomskog i diplomskog studija, uključivanju u razne aktivnosti i pomoći u svako doba dana. Svi uspjesi ostvareni pod mentorstvom profesorice su me potakli da napredujem akademski i osobno te su mi dali samopouzdanje i ogromnu dozu optimizma za buduće izazove.

Hvala obitelji i prijateljima, posebno Raoulu Filipasu i Antoniju Castelicchiju, na stvaranju odlične atmosfere kroz cijeli studij te vjeri i pomoći koju su mi pružili.

Hvala Medulincima, posebno Siniši Lorencin i Flaviju Cukonu, na pomoći pri izgradnji konstrukcija potrebnih za ovo istraživanje.

Hvala Tončiju Restoviću na ustupljanju prostora u sportskoj lučici Delfin za provođenje ovog istraživanja.

Hvala svima iz Morske škole u Puli, posebno Vladi Miljeviću na ustupljanju prostora za laboratorijsku obradu podataka i smještaj tijekom trajanja istraživanja.

Sadržaj

Sažetak	1
Summary	2
1. Uvod	1
1.1. Cilj rada	2
1. Razrada literature	3
1.1. Karakteristike Sunčeve i Mjesečeve svjetlosti te njihov utjecaj na morske organizme	3
1.1.1. Karakteristike Sunčeve i Mjesečeve svjetlosti	3
1.1.2. Utjecaj Sunčevih i Mjesečevih svjetlosnih ciklusa na morske organizme	5
1.2. Karakteristike umjetnog svjetla noću	7
1.3. Smjernice i zakonske regulative kojima se nastoji umanjiti štetni utjecaj svjetlosnog zagađenja	11
1.4. Zajednice sesilnih beskralježnjaka na tvrdim podlogama	13
1.4.1. Sastav i uloga	13
1.4.2. Dinamika zajednica sesilnih beskralježnjaka.....	15
1.5. Dosadašnja istraživanja o utjecaju umjetnog svjetla noću na morske organizme	16
2. Materijali i metode	18
2.1. Područje istraživanja	18
2.2. Izrada kolektora	19
2.3. Izrada i postavljanje okvira za kolektore	20
2.4. Izvor svjetlosti	22
2.5. Postavljanje kolektora u more	24
2.6. Mjerenje temperature mora i intenziteta svjetlosti koja dopire do kolektora	25
2.7. Uzorkovanje	27
2.8. Analiza zajednica	28
2.8.1. Pregled kolektora	28
2.8.2. Određivanje sastava zajednica	29
2.8.3. Određivanje vrsta koje su najviše pridonjele međusobnoj različitosti zajednica na dva različita svjetlosna režima	29
2.8.4. Određivanje indeksa bioraznolikosti	29
2.8.5. Određivanje mokre biomase.....	30
2.8.6. Određivanje suhe biomase	30
2.8.7. Statistička analiza podataka	31

3. REZULTATI	33
3.1. Temperatura mora i intenzitet svjetlosti koja je dopirala do kolektora	33
3.1.1. Prvi mjesec	33
3.1.2. Drugi mjesec.....	34
3.1.3. Treći mjesec.....	35
3.2. Pregled identificiranih taksonomskih skupina	36
3.3. Sastav zajednica	40
3.3.1. Sastav zajednica u cjelokupnom razdoblju istraživanja	41
3.3.2. Prvo uzorkovanje.....	42
3.3.3. Drugo uzorkovanje	44
3.3.4. Treće uzorkovanje	46
3.4. Brojnost vrsta s najvećim utjecajem na razlike u zajednicama	47
3.4.1. <i>Savignyella lafontii</i>	47
3.4.2. <i>Magallana gigas</i>	50
3.4.3. Sabellida 1.....	53
3.4.4. Cupulariidae 1.....	56
3.5. Indeksi bioraznolikosti	59
3.5.1. Bogatstvo vrsta	59
3.5.2. Shannon indeks.....	62
3.5.3. Indeks ujednačenosti vrsta	65
3.6. Mokra biomasa	68
3.6.1. Prvo uzorkovanje.....	68
3.6.2. Drugo uzorkovanje	69
3.6.3. Treće uzorkovanje	70
3.7. Suha biomasa	72
4. Rasprava	73
5. Zaključak	79
6. Popis literature	80
Životopis	90

Sažetak

Diplomskog rada studenta/ice **Oliver Barić**, naslova

UTJECAJ UMJETNOG SVJETLA NOĆU NA ZAJEDNICE SESILNIH BESKRALJEŽNJAKA NA TVRDOJ PODLOZI

Do sada je poznat utjecaj umjetnog svjetla noću na pojedine vrste morskih organizama, no utjecaj na razini njihovih zajednica vrlo je slabo istražen. Utvrđivanje ovih promjena, posebno na razini zajednica sesilnih beskralježnjaka presudno je za razumijevanje temeljnih fizioloških mehanizama i donošenje efikasnih mjera u gospodarenju obalnim prostorom. Stoga je cilj ovog istraživanja bio utvrditi promjene u sastavu, bioraznolikosti i biomasi zajednica sesilnih beskralježnjaka na tvrdj podlozi uzrokovanih umjetnim žutim svjetlom noću kroz tri mjeseca. Uzorkovanje je obavljano jednom mjesečno. Utvrđene su statistički značajne razlike u sastavu zajednica pri prvom i drugom uzorkovanju. Indeks bogatstva vrsta i Shannon indeks su bili statistički značajno veći u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću. Mokra biomasa je pri prvom uzorkovanju bila statistički značajno veća u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću pri prvom uzorkovanju, dok se pri drugom i trećem nije značajno razlikovala. Suha masa je bila statistički značajno veća u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću. Ako se rezultati ovog istraživanja usporede s rezultatima istraživanja provedenog istovremeno na istom lokalitetu, ali s korištenim bijelim LED svjetlom, može se zaključiti da je bijela LED svjetlost imala štetniji utjecaj na bioraznolikost promatranih zajednica.

Ključne riječi: Svjetlosno zagađenje, sesilni beskralježnjaci, bioraznolikost, sastav zajednica, biomasa

Summary

Of the master's thesis – student **Oliver Barić**, entitled

INFLUENCE OF ARTIFICIAL LIGHT AT NIGHT ON COMMUNITIES OF SESSILE INVERTEBRATES ON HARD SUBSTRATUM

The influence of artificial light at night (ALAN) is investigated for single species, but it has been poorly researched on community level. The determination of these changes, especially in communities of sessile invertebrates, is crucial for understanding the underlying mechanisms and efficient coastal area management. Therefore, the aim of this research was to determine the changes in composition, biodiversity and biomass in communities of sessile invertebrates on hard substratum caused by exposure to ALAN for three months. The communities were sampled monthly. Statistically significant differences in community composition were recorded in the first and second sampling. Species richness and Shannon index were significantly higher in communities exposed to ALAN. Wet biomass was significantly bigger in the first sampling in communities that were not exposed to ALAN and in the second and third sampling, no statistically significant differences were found. Dry biomass was significantly bigger in communities exposed to ALAN. If the results of this research are compared to results of a research that was done at the same time and place with the same methodology, but white LED light was used instead of yellow, it can be concluded that white light had a more negative effect on biodiversity.

Keywords: Light pollution, sessile invertebrates, biodiversity, community composition, biomass

1. Uvod

Kroz evolucijsku povijest Zemlje, svjetlosni ciklusi Sunca i Mjeseca djelovali su gotovo nepromjenjeno te su u skladu s njima sinkronizirani izrazito važni biološki procesi brojnih organizama (Tidau i sur., 2021). Svjetlost koja dolazi od Sunca te svjetlost reflektirana od Mjeseca razlikuju se s obzirom na trajanje, spektar i intenzitet. Iako je s obzirom na karakteristike Sunčeve svjetlosti očito da ima najveći utjecaj na organizme, svjetlost reflektirana od Mjeseca ima izuzetno važnu ulogu u regulaciji brojnih bioloških procesa i njihovog dnevnog ritma (Bentley i sur., 2000; Kronfeld-Schor i sur., 2013).

Pojavom i širenjem uporabe umjetnog svjetla došlo je do naglih promjena u okolišu te se svjetlosno zagađenje smatra jednim od velikih problema 21. stoljeća (Gaston i sur., 2021; Davies i Smyth, 2018). Svjetlost koju emitiraju umjetna rasvjetna tijela je intenzitetom i spektrom slična Sunčevoj i Mjesečevoj svjetlosti te je prisutna noću. Na taj način je poremećena normalna izmjena noći i dana te su time poremećene i brojne životne funkcije raznih organizama. Dugi niz godina svjetlosno zagađenje istraživano je gotovo isključivo u kopnenim ekosustavima. Međutim, posljednjih desetak godina poseban značaj u znanstvenoj zajednici počeo se pridavati svjetlosnom zagađenju u morskom okolišu za koji se procjenjuje da zahvaća čak 22% obalnog mora na svim naseljenim kontinentima (Sih i sur., 2011; Falchi i sur., 2016; Kyba i sur., 2017; Tidau i sur., 2021).

Nastojanje zakonodavnih tijela u brojnim zemljama da umanje utjecaj svjetlosnog onečišćenja na morski okoliš kočeno je nedostatkom istraživanja. Do sada se većina provedenih istraživanja u moru fokusirala na utjecaj umjetnog svjetla noću na pojedine organizme. Zbog kompleksnosti morskih ekosustava, takav se pristup nije pokazao optimalnim za stvaranje učinkovitih mjera u gospodarenju priobaljem. Stoga se ističe važnost istraživanja utjecaja umjetnog svjetla noću na više razine biološke organizacije kao što su zajednice (Davies i sur., 2014).

Zajednice sesilnih beskralježnjaka obitavaju u neposrednoj blizini obale zbog čega su direktno izložene svjetlosti s obale i plovila. Zbog nemogućnosti kretanja cijeli životni vijek provode na istom mjestu i ne mogu se premjestiti u slučaju da uvjeti nisu povoljni (Gajda i Jancsó, 2010). Stoga je proučavanje zajednica sesilnih beskralježnjaka izrazito korisno za razumjevanje utjecaja umjetnog svjetla noću i donošenje odgovarajućih mjera upravljanja obalnim područjima. Također, ove zajednice doprinose bioraznolikosti, služe kao hrana organizmima viših trofičkih skupina te sadržavaju mnoge ekonomski značajne vrste (Sarà, 1986).

S obzirom na to da u literaturi izostaje detaljna analiza utjecaja umjetnog svjetla noću na zajednice sesilnih beskralježnjaka u moru, namjera ovog istraživanja je upotpuniti dosadašnje znanje kroz *in situ* eksperiment. Važnost ovog istraživanja posebno je izražena u kontekstu

trenutno aktualnih klimatskih promjena, kada su brojne vrste suočene sa suboptimalnim okolišnim uvjetima te svaki drugi stresor zbog toga predstavlja dodatne poteškoće za prilagodbu.

1.1. Cilj rada

Ciljevi ovog istraživanja bili su:

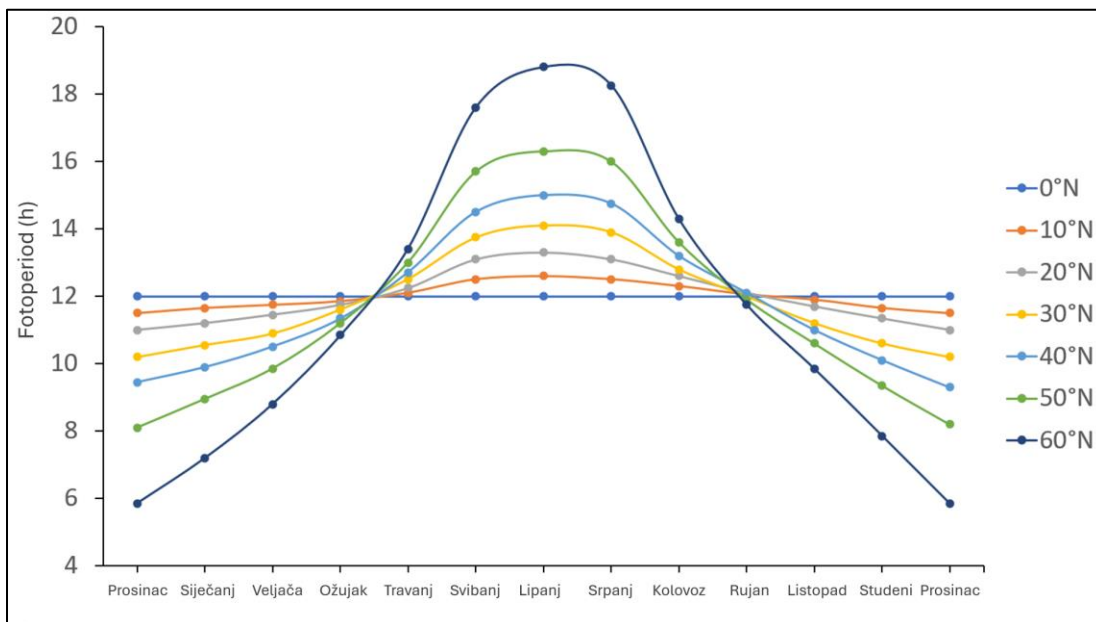
1. Utvrditi promjene u zajednicama sesilnih beskralježnjaka na tvrdoj podlozi uzrokovane umjetnim svjetlom noću kroz tri mjeseca
2. Utvrditi kako izloženost umjetnom svjetlu noću utječe na biomasu, biološku raznolikost i sastav zajednica te kako se navedeni parametri mijenjaju kroz vrijeme.

1. Razrada literature

1.1. Karakteristike Sunčeve i Mjesečeve svjetlosti te njihov utjecaj na morske organizme

1.1.1. Karakteristike Sunčeve i Mjesečeve svjetlosti

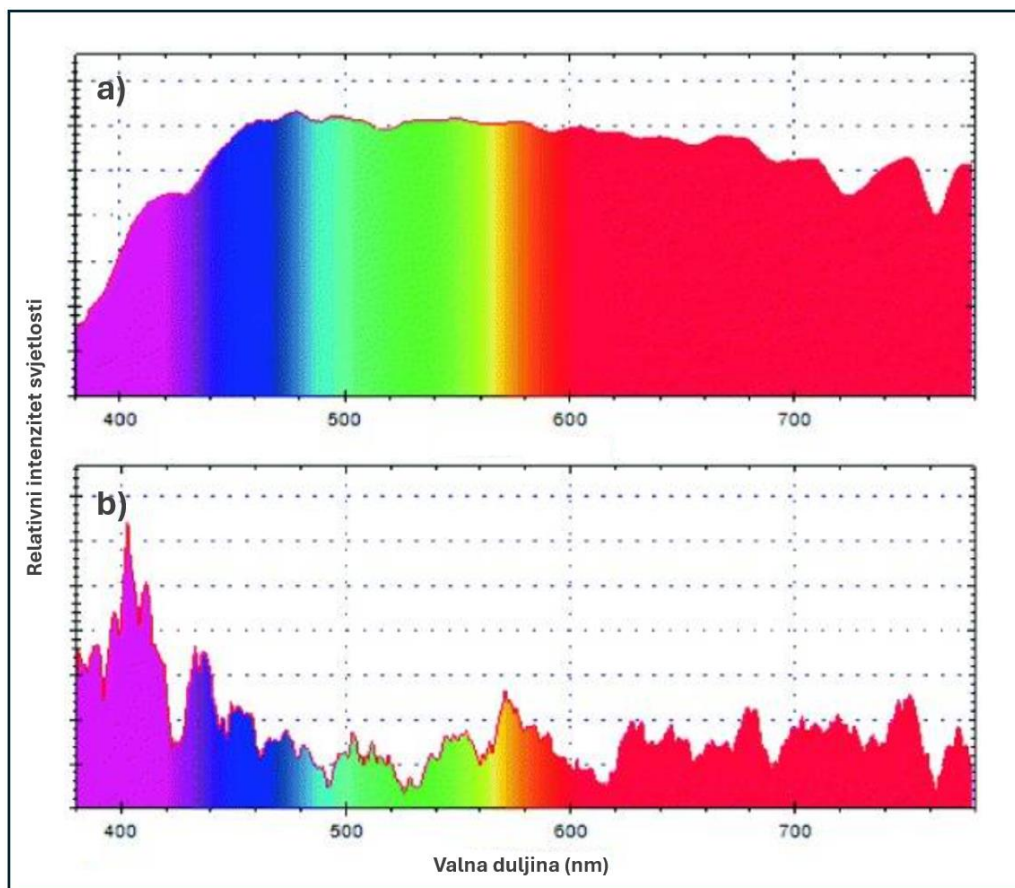
Svjetlost je glavni pokretač fizikalnih, kemijskih i bioloških procesa u moru (Dickey i sur., 2011). Prirodne svjetlosne cikluse Sunce i Mjesec, a razlikuju se po trajanju, intenzitetu i spektru svjetla te su kao takvi djelovali gotovo nepromjenjeno milijunima godina (Tessmar-Raible i sur., 2011). Zemljina os rotacije i putanja oko Sunca stvaraju sezonske varijacije u trajanju dana i noći (Helm i sur., 2013). Godišnje oscilacije fotoperioda su najveće na polovima i smanjuju se prema ekvatoru. Polarni dan traje do 19 sati, dok za vrijeme polarne noći dan traje svega 6 sati. U umjerenom pojasu te oscilacije su blaže, a na ekvatoru dan i noć cijele godine traju jednako (Slika 2.1.1.1.).



Slika 2.1.1.1. Fotoperiod u različitim mjesecima na različitim geografskim duljinama (prilagođeno prema: <http://wordpress.mrreid.org/2014/10/19/rate-of-change-of-day-length-with-latitude/>)

Intenzitet Sunčeve svjetlosti iznosi oko 100.000 lx na ekvatoru kada nema naoblake te poprima širok spektar, od UV do infra crvenog, sa izraženim djelom spektra oko 580 nm (Slika 2.1.1.2a). Mjesec reflektira Sunčevu svjetlost te je stoga njihov spektar sličan. Međutim, zbog optičkih svojstva Mjesečeve površine, spektar Mjesečeve svjetlosti donekle je izmjenjen te je

izražen dio spektra oko 400 nm (Slika 2.1.1.2b). Intenzitet Mjesečeve svjetlosti na kopnu za vrijeme punog Mjeseca kada nema naoblake iznosi od 0,25 do 1 lx (Breitler i sur., 2020).



Slika 2.1.1.2. Spektar svjetlosti a) emitirane od Sunca i b) reflektirane od Mjeseca (modificirano prema: Breitler i sur., 2020)

Svjetlosni uvjeti u moru znatno se razlikuju od onih na kopnu. Dio svjetlosti koja dolazi do morske površine se odbija, dok dio prodire. Količina svjetlosti koja prodire u more ovisi o atmosferskim uvjetima, turbulenciji morske površine i kutu pod kojim svjetlost pada (Tidau i sur., 2021). Dubina do koje svjetlost dopire određena je koncentracijom optički aktivnih tvari kao što su organske i anorganske čestice, otopljeni spojevi te razni pigmenti. Iz tog razloga je dubina do koje dopire svjetlost veća u oligotrofnim morima s niskom koncentracijom optički aktivnih tvari. Povećanjem dubine, intenzitet i spektar svjetlosti se progresivno smanjuju, sve do dubine od približno 1000 m, nakon čega niti u najbistrijim morima svjetlost ne dopire (Lythgoe, 1988). Plava svjetlost valne duljine od 475 nm prodire najdublje, dok je u prvih nekoliko metara dubine prisutan cijeli spektar (Warrant i Locket, 2004).

1.1.2. Utjecaj Sunčevih i Mjesečevih svjetlosnih ciklusa na morske organizme

Svjetlosni ciklusi su izrazito bitni pokretači cikličnih promjena u morskom okolišu. Evolucijske prilagodbe morskih organizama koji obitavaju u fotičkoj zoni na svjetlosne cikluse su utjecale na fiziološke, molekularne, morfološke i bihevioralne osobine vrsta, populacija, zajednica i ekosustava (Tidau i sur., 2021). Evolucijskim razvojem osjeta vida, organizmi su razvili različitu osjetljivost za intenzitete i spektre svjetlosti s obzirom na svjetlosne uvijete životne sredine. Fotopigmenti i receptorne stanice su fundamentalne strukture za detekciju svjetlosti i konverziju u elektrokemijske signale (Nilsson, 2009). S obzirom na optička svojstva i kompleksnost građe, različite skupine organizama razvile su drugačije fotosenzorne sustave, od jednostavnih fotoreceptora i očne pjege do monokromatskih sustava i kompleksnih multikromatskih sustava visoke rezolucije (Land i Nilsson, 2012).

Osjetljivost organizama na svjetlost određena je minimalnim intenzitetom koji mogu detektirati i osjetljivost na različite djelove spektra svjetlosti. Za percepciju različitih boja, potrebne su barem dvije fotoreceptorne stanice koje su osjetljive na različite djelove spektra (Land i Nilsson, 2012; Tidau i sur., 2021). Što više fotoreceptora organizmi posjeduju, više različitih boja mogu vidjeti (Thoen i sur., 2014). Fotosenzorni sustav organizama je usko vezan uz svjetlosna svojstva okoliša u kojemu obitavaju (Land i Nilsson, 2012), ekoloških osobina i obrasca aktivnosti (Schmitz i Wainwright, 2011). Tako primjerice ribe aktivne noću percipiraju manji svjetlosni spektar, ali imaju veće oči u odnosu na tjelesnu veličinu kako bi povećale površinu apsorpcije (Schmitz i Wainwright, 2011).

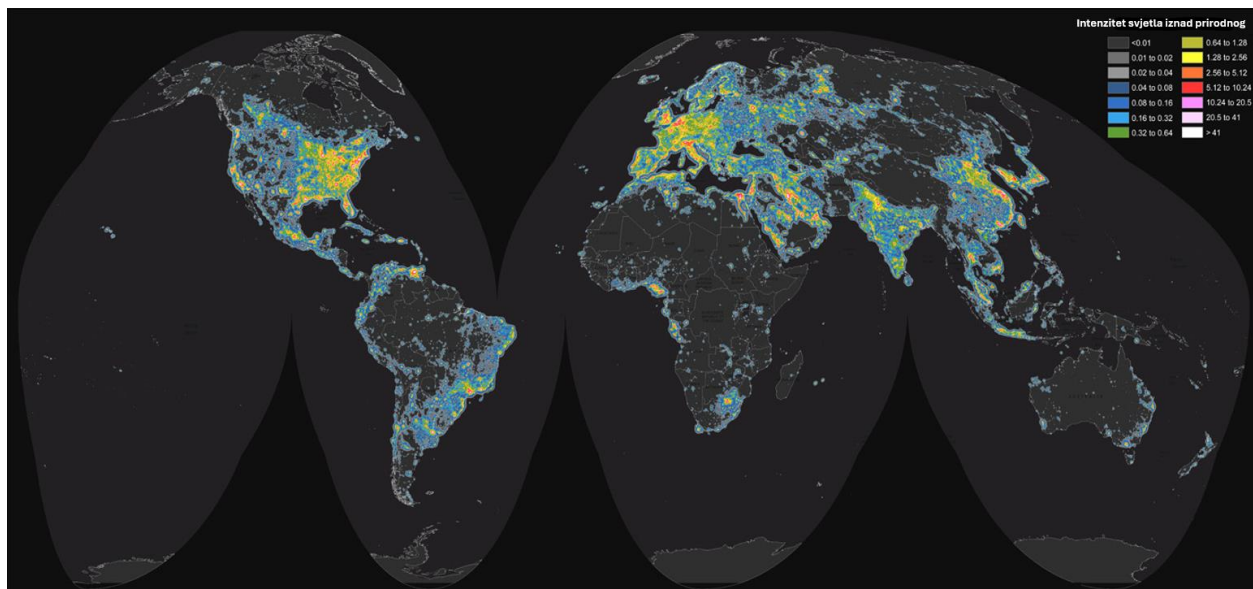
Zbog ritmičnosti i stabilnosti te stoga predvidljivosti prirodnih svjetlosnih ciklusa na geološkoj i evolucijskoj skali, usklađivanje bioloških procesa prema njima česta je strategija fiziološke prilagodbe koja postoji u velikom broju filogenetski odvojenih skupina. Morski organizmi na svjetlost reaguju na dva načina: direktnom reakcijom na trenutne promjene ili endogeno reguliranim staničnim ili molekularnim oscilatorima, također poznatim kao unutarnji sat, odnosno unutarnji kalendar (Krittika i Yadav, 2020). Takvi endogeni mehanizmi omogućuju predviđanje cikličnih promjena u okolišu prije nego se dogode, na što organizmi odgovaraju fiziološkim, molekularnim, morfološkim i bihevioralnim modifikacijama (Dodd i sur., 2005; Johnson i Golden, 1999; Krittika i Yadav, 2020; Sanchez i sur., 2011). Mehanizmi povezani s biološkim satom regulirani su takozvanim *clock* genima (D'Angelo i sur., 2008). Njima su regulirani popravci DNA, ekspresija melatonina, stres i metabolizam (Frøland Steindal i Whitmore, 2019; Grubišić i sur., 2019). Različiti intenziteti, spektri i trajanje svjetlosti su okidači za promjenu ekspresije *clock* gena osjetljivih na svjetlost što posljedično rezultira odgovarajućim promjenama u organizmu (Boch i sur., 2011; Kaniewska i sur., 2015; Tidau i sur., 2021). Na taj način su regulirani

razni procesi, primjerice fototrofni rast, kalcifikacija (Cohen i sur., 2016), ekspresija fotoprotektivnih pigmenata (D'Angelo i sur., 2008), aktivnost, položaj organizma u vodenom stupcu, tempiranje metamorfoze, prihvaćanje za podlogu kod nekih sesilnih organizama, početak ishrane, reguliranje reproduktivnog ciklusa, sinkronizirano ispuštanje gameta, ishrana, migracije, interakcije plijena i predatora, fotosinteza i mnogi drugi procesi (Tarkowska-Kukuryk, 2021; Rousi i sur., 2013).

Iako je s obzirom na intenzitet i spektar koji pokriva očito da Sunčeva svjetlost ima najveći utjecaj na morske organizme, dokazano je da Mjesečeva svjetlost ima izuzetno bitnu ulogu u reprodukciji, vertikalnim migracijama, orijentaciji, ishrani i preživljavanju mnogih vrsta (Bentley i sur., 2000; Kronfeld-Schor i sur., 2013). Kod nekih organizama različiti fiziološki procesi ovise isključivo o mjesečevom ciklusu, dok kod drugih specifičan dio mjesečevog ciklusa može biti njihov okidač u razdoblju kada su ostali faktori zadovoljeni (Kronfeld-Schor i sur., 2013). Tako je primjerice sinkronizirani mrijest koralja diljem svijeta određen specifičnim intenzitetom Mjesečeve svjetlosti kada su temperatura, salinitet, količina hrane i fotoperiod optimalni (Harrison i sur., 1984; Babcock i sur., 1990; Szmant, 1986). Iako je poznat ciklični utjecaj Mjesečeve i Sunčeve svjetlosti na brojne organizme, njihov sinergični učinak, kao i molekularni mehanizmi pod čijom su kontrolom, uvelike su nepoznati i predmet su brojnih istraživanja (Sören Häfker, 2023).

1.2. Karakteristike umjetnog svjetla noću

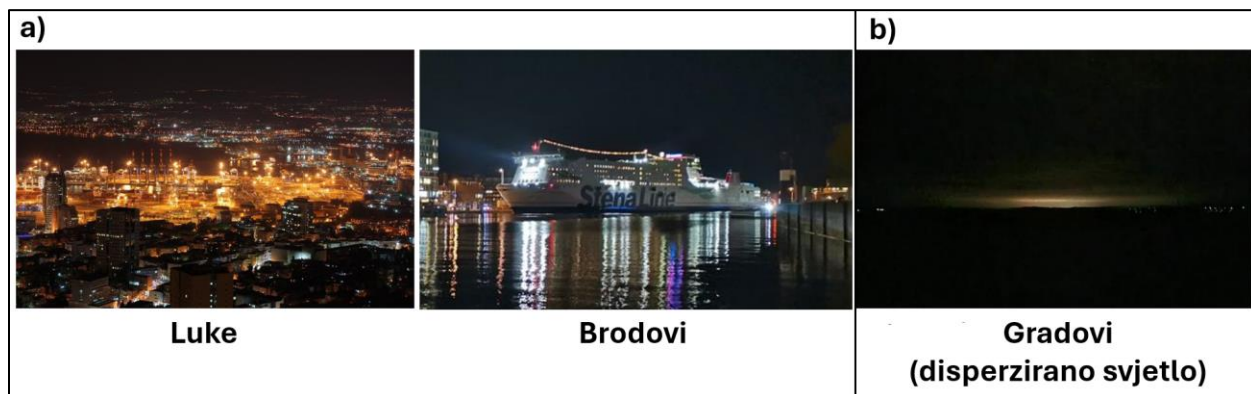
Umjetno svjetlo noću definirano je kao svjetlo prisutno u različitom trajaju, okolišu, spektrima i intenzitetima na način na koji se ne pojavljuje prirodno (Gaston i sur., 2014; Davies i sur., 2014). Ono je široko rasprostranjeno, šireći oblik zagađenja okoliša koji je prisutan posljednjih stotinjak godina i smatra se jednim od velikih globalnih problema 21. stoljeća (Gaston i sur., 2021; Davies i Smyth, 2018). Zahvaća 80% naseljene površine Zemlje i širi se za 2,2% godišnje (Slika 2.2.1.) (Sih i sur., 2011; Falchi i sur., 2016; Kyba i sur., 2017; Tidau i sur., 2021). Zbog urbanizacije obalnog pojasa, više od 22% obalnog mora je noću izloženo umjetnom svjetlu (Davies i sur., 2014). Ukupno 1,9 milijuna četvornih kilometara obalnog mora na dubini od jednog metra je noću izloženo umjetnoj svjetlosti, na dubini od 10 m izložena površina iznosi 1,6 milijuna četvornih kilometara, a na dubini od 20 m iznosi 840.000 četvornih kilometara (Smyth i sur., 2021). Obalne regije koje su pod najvećim utjecajem su Sredozemno more, Crveno more, Perzijski zaljev i jugoistočna Azija (Marangoni i sur., 2022).



Slika 2.2.1. Karta svijeta s prikazanim područjima osvjetljenim umjetnim svjetlom noću u različitom intenzitetu (prema: Falchi i sur., 2016)

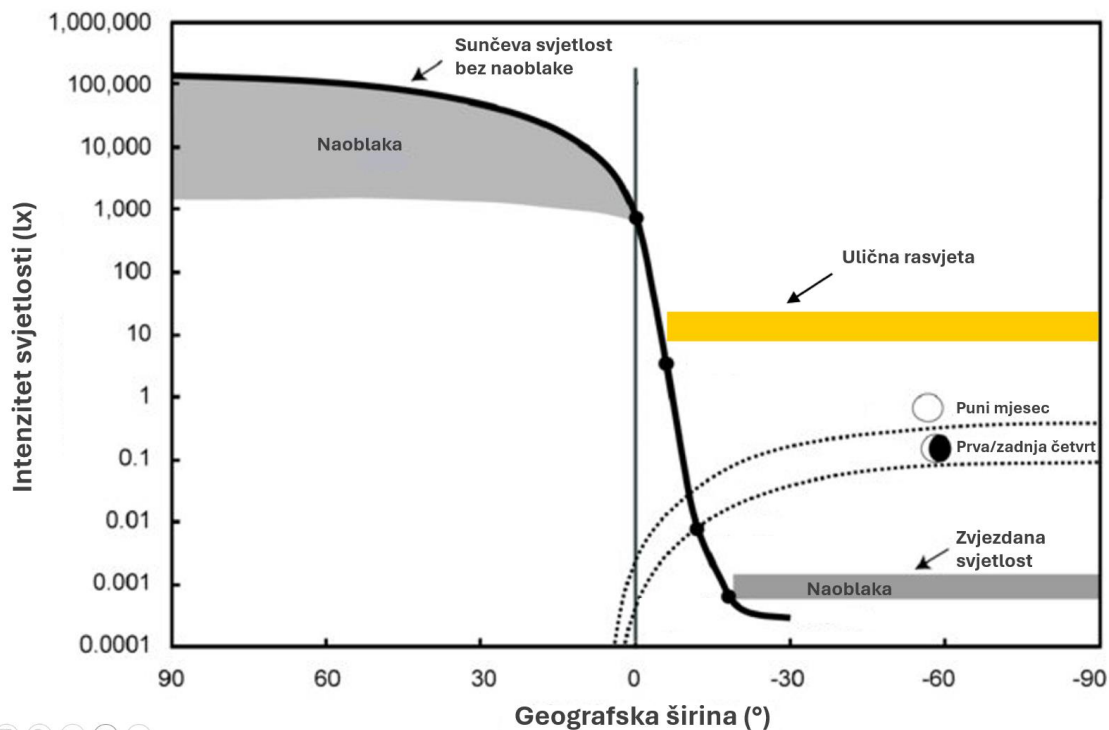
Umjetno svjetlo se može širiti direktno i indirektno. Direktno svjetlo ima ograničen radijus i prisutno je u neposrednoj blizini rasvjetnih tijela (Slika 2.2.2a). Indirektno svjetlo se širi

disperzijom atmosferom ili vodom te na taj način dopire do područja koja su znatno udaljenija ili zaklonjena od izvora (Slika 2.2.2b) (Luginbuhl i sur., 2014; Davies i sur., 2014).



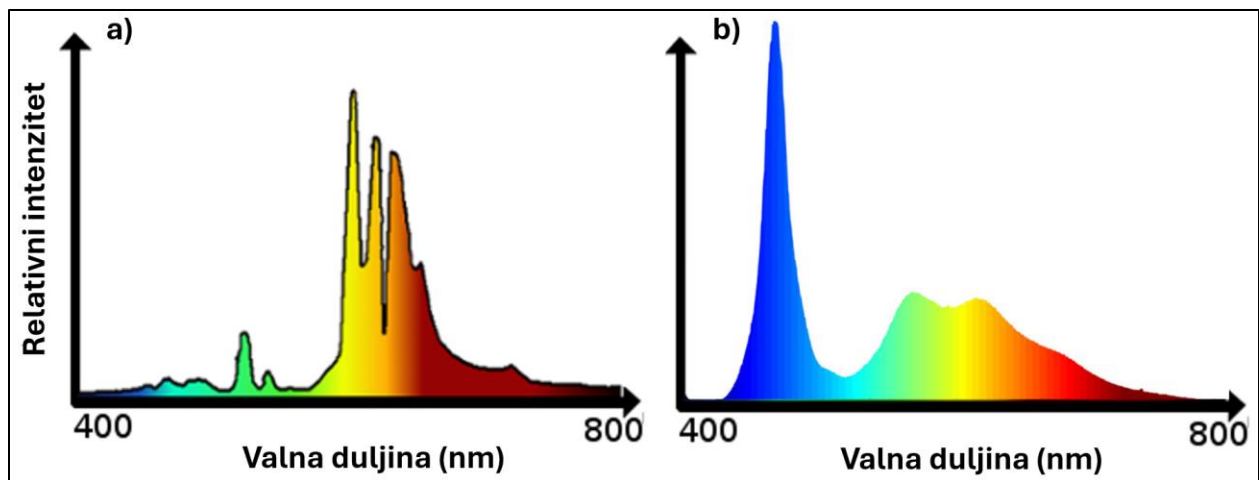
Slika 2.2.2. Izvori a) direktne i b) indirektno svjetlosti u morskom okolišu

Ulična rasvjeta predstavlja jedan od najvećih izvora svjetlosnog zagađenja u obalnim područjima. Svjetlost koju emitira intenziteta je od približno 15 do 30 lx u neposrednoj okolini. Time se stvara novi svjetlosni okoliš koji je intenzitetom između Sunčeve i Mjesečeve svjetlosti (Slika 2.2.3) (Beier, 2006). Iz tog razloga, prisutnost umjetnog svjetla noću može poremetiti svjetlosne cikluse Sunca i Mjeseca te na taj način utjecati na fiziološke procese i time i na različite djelove životnog ciklusa morskih organizama.



Slika 2.2.3. Intenziteti svjetlosti iz različitih izvora na različitim geografskim širinama (prilagođeno prema: Beier, 2006)

Spektar svjetlosti ulične rasvjete varira s obzirom na tehnološke karakteristike rasvjetnog tijela (Elvidge i sur., 2010). Trenutno su za rasvjetu vanjskih površina najčešće korištene visokotlačne natrijeve svjetiljke. One imaju izražen dio spektra u žutom i narančastom svjetlu, dok im je plavi dio spektra reduciran. Bijele LED svjetiljke koje pokrivaju širok spektar svjetlosti počinju se sve više koristiti umjesto visokotlačnih natrijevih svjetiljki zbog energetske učinkovitosti. Svjetlost LED svjetiljki prodire dublje u vodeni stupac zbog izraženog plavog djela spektra na koji su ujedno mnogi morski organizmi najosjetljiviji (Tamir i sur., 2017). Zbog toga se pretpostavlja da će se prelaskom na LED svjetla utjecaj na morske organizme povećati (Zissis i Bertoldi, 2018). S obzirom na spektar, LED svjetiljke su sličnije sunčevoj svjetlosti, dok su visokotlačne natrijeve svjetiljke sličnije Mjesečevoj svjetlosti (Slika 2.2.4).



Slika 2.2.4. Spektar svjetlosti emitirane od a) visokotlačne natrijeve svjetiljke i b) bijele LED svjetiljke

1.3. Smjernice i zakonske regulative kojima se nastoji umanjiti štetni utjecaj svjetlosnog zagađenja

Iako je svjetlosno zagađenje prepoznato u svijetu kao faktor koji može utjecati na razne biološke procese, svega nekoliko država (Španjolska, Čile, Francuska, Australija, SAD i Italija) nastoje zakonskim regulativama umanjiti taj negativni učinak na okoliš. Primjerice, u SAD-u, 19 saveznih država zakonskim regulativama propisuje tehničke karakteristike rasvjetnih tijela, maksimalne dopuštene intenzitete te prostorno i vremensko ograničenje za korištenje rasvjete i drugo (NCSL, 2022). Međutim, većina dokumenata kojima se nastoji smanjiti svjetlosno zagađenje su smjernice izdane od strane savjetodavnih odbora, nevladinih organizacija ili tvrtki koje ne mogu donositi zakonske propise (Ganguly i Candolin, 2023). Brojne smjernice su izradili inženjeri ili svjetlosni dizajneri te sadrže tehnička rješenja za umanjivanje svjetlosnog zagađenja bez ikakve biološke osnove, a cjenovno su često nepristupačne (AS/NZS 4282, 2019). Pored toga, ove se smjernice najčešće fokusiraju na jedan aspekt svjetlosnog zagađenja, kao što su utjecaj na pojedinačne vrste, očuvanje tamnog neba za potrebe astronomije i promatranje zvijezda (grad Calgary, 2011; NSW, 2016; Voigt i sur., 2018).

Svjetlosno zagađenje je zbog svojih karakteristika vrlo specifično. Različiti organizmi su osjetljivi na različite spektre i intenzitete te su zbog različitog prirodnog fotoperioda na različitim geografskim širinama izloženi umjetnom svjetlu noću u različitom trajanju. Mjere koje su do sada poduzete su korištenje različitih spektara, smanjenje intenziteta, vremensko ograničenje korištenja javne rasvjete te zasjenjivanje određenih dijelova sijalica (Schroer i Hölker, 2017). U kopnenim ekosustavima postoje znanstveni dokazi da je takav način gospodarenja uspješan, međutim u morskim ekosustavima ne postoje istraživanja koja bi to potvrdila. Godine 2020. po prvi puta su donesene smjernice od strane CNS-a (eng. *Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals*) u svrhu smanjenja svjetlosnog zagađenja u morskom okolišu. Odnosile su se na zaštitu migratornih puteva morskih kornjača, kopnenih i morskih ptica (Commonwealth, 2020; CMS, 2020a;2020b), a 2021. godine su uključene i druge migratorne vrste (CMS, 2021). Zbog specifičnosti različitih morskih staništa, CMS predlaže procjene utjecaja na okoliš, zakonske regulative i strategije za umanjivanje utjecaja svjetlosnog zagađenja za svako područje zasebno.

Dosadašnji zakoni i smjernice temeljeni su na utjecaju svjetlosnog zagađenja na pojedinačne vrste. Takav način upravljanja nije se pokazao optimalnim te je za pravilno upravljanje priobaljem potrebno utvrditi utjecaj na razini zajednica (Bolton i sur., 2017; Davies i sur., 2015; Garratt i sur., 2019; Martin i sur., 2021; Meyer i Sullivan, 2013). Najizloženiji umjetnom svjetlu su organizmi koji žive u neposrednoj blizini obale kao što su sesilni beskralježnjaci. Zbog nemogućnosti kretanja, oni su cijeli životni vijek izloženi umjetnom svjetlu za razliku od pokretnih

organizama, koji ukoliko im uvjeti ne odgovaraju mogu promjeniti stanište. Stoga je proučavanje zajednica sesilnih beskralježnjaka izrazito korisno za razumjevanje utjecaja umjetnog svjetla noću i donošenje odgovarajućih mjera upravljanja obalnim područjima (Davies i sur., 2015).

1.4. Zajednice sesilnih beskralježnjaka na tvrdim podlogama

1.4.1. Sastav i uloga

Zajednice sesilnih beskralježnjaka na tvrdim podlogama čine skupine organizama koje su morfološki i fiziološki vrlo različite i pripadaju različitim taksonomskim skupinama. Sastoje se od spužva (Porifera), obrubnjaka (Hydrozoa), koralja (Anthozoa), mahovnjaka (Bryozoa), školjkaša (Bivalvia), mnogočetinaša koji grade kalcificirane kanaliće (Serpulidae), vitičara (Cirripedia) i mješčičnica (Ascidiacea) (Sarà, 1986). Iako se radi o filogenetski različitim skupinama, dijele slična svojstva te stvaraju zajednice na temelju načela adaptivne zone (Schopf, 1977), funkcionalnih grupa (Mac Mahon i sur., 1981) i zajedničke pojavnosti (Root, 1967; Yodzis, 1982). Zajedničke osobine uključuju mikrofagnu ishranu (obično su filtratori ili na drugi način hvataju suspendirane čestice), formiranje kolonija i privlačenje jedinki iste vrste kemijskim signalima. Ovi organizmi većinom imaju indirektan razvoj i šire se disperzijom ličinki. Sesilni zoobentos, zajedno s makroalgama, tvori sekundarni organski substrat koji je temelj za razvitak različitih biocenoza (Sarà, 1986). Sastav zajednica određen je orijentacijom, bojom i mikrostrukturom podloge, mikrofilmom, količinom nutrijenata, fizikalno-kemijskim čimbenicima, strujanjem vode, turbulentnosti, stopom sedimentacije i prisutnosti štetnih tvari u okolini (Glasby i Connell 1999; Bulleri i Chapman 2004; Dafforn i sur. 2015; Simpson i sur. 2017).

Uloge ovih zajednica su prvenstveno ekološke i ekonomske. Ekonomske uloge se očituju prisutnošću komercijalno važnih organizama poput školjkaša te estetskom ljepotom zbog koje čine određena područja interesantnima za ronilački turizam. Također, mogu uzrokovati ekonomske gubitke prihvaćanjem za brodove, marine i ostale strukture pri čemu ih oštećuju (Gajda i Jancsó, 2010). Ekološke uloge su višestruke:

1. Oblik zajednice može promijeniti lokalno strujanje vode što utječe na prihvrat novih ličinki (Me Dougall, 1943, njihovo ponašanje (Williams, 1964), dostupnost hrane za detritovore i filtratore te na sedimentaciju (Me Dougall, 1943)
2. Modificiraju geometrijsku konfiguraciju substrata čime povećavaju heterogenost staništa i posljedično pospješuju kolonizaciju i sukcesiju (Bayne, 1964; Seed, 1969; Vance, 1978).
3. Rast i oblik zajednice određuje svjetlosne uvjete u podnožju zajednice koje je najčešće zbog zaklonjenosti pogodno za prihvrat scijafilnih vrsta (Sarà, 1986)
4. Zbog trodimenzionalne strukture, pružaju utočište manjim organizmima i ličinkama drugih organizama (Sutherland, 1974; Russ, 1980)
5. Stvaraju nove ekološke niše i povećavaju bioraznolikost, čime se povećavaju kompeticija i/ili sinergija unutar zajednice, zahvaljujući mnoštvu adaptivnih evolucijskih procesa (Sarà, 1986)

6. Služe kao hrana organizmima viših trofičkih skupina.

Zbog velike sličnosti ovih zajednica na globalnoj razini, nemogućnosti kretanja i brzoj reakciji na promjene u okolišnim čimbenicima, često su predmet istraživanja u ekologiji i odlični su bioindikator za brojne oblike zagađenja (Jayachandran i sur., 2022).

1.4.2. Dinamika zajednica sesilnih beskrležnjaka

Primarna sukcesija započinje na slobodnom supstratu razvitkom primarnog biofilma kojeg čine bakterije, čestice detritusa, alge i praživotinje (Dempsey, 1981). Na primarnom biofilmu dolazi do kolonizacije sesilnih beskrležnjaka i algi. Kolonizacija je pod direktnim utjecajem režima strujanja vode i prisutnosti ličinki u vodenom stupcu (Butman, 1987). Ličinke u vodenom stupcu mogu provesti od nekoliko sati do nekoliko tjedana. Distribucija ličinki u vodenom stupcu ovisi o njihovim preferencijama za okolišne čimbenike i sukladno tome vertikalnim migracijama traže optimalne uvijete supstrata za prihvat. Prihvaćaju se za površinu i metamorfoziraju u sesilni oblik koji je nepokretan i na tom mjestu ostaje do kraja života. Stoga su razvili razne adaptivne mehanizme koji im omogućavaju odabir optimalnog supstrata za preživljavanje (Sarà, 1986). Najčešće se određeno vrijeme kreću po supstratu prije nego odaberu optimalno mjesto za metamorfozu (Ryland i Stebbing, 1971). Prihvat ličinki i metamorfoza mogu biti inducirani kemijskim signalima (Crisp, 1979), sastavom primarnog biofilma (Cacabelos i sur., 2020), svjetlosnim uvijetima (Davies, 2015), strukturom supstrata (Tempesti i sur., 2022) i drugim okolišnim čimbenicima.

Postepenom kolonizacijom i popunjavanjem slobodnog prostora dolaze do izražaja intra i interspecijski odnosi poput kompeticije i simbioze. Osobine koje su brojne vrste razvile kako bi bile kompetitivnije za prostor su grupiranje jedinki iste vrste, odnosno kolonijalnost (Sarà, 1986). Kolonije se razvijaju nespolnim razmnožavanjem (pupanjem), dok do grupiranja jedinki iste vrste dolazi zbog ispuštanja kemijskih signala kojima se potiče prihvat istovrsnih ličinki (Jackson, 1977). Formiranje kolonija može pružati prednost naspram solitarnih organizama u kompeticiji za prostor, a formiraju ih obrubnjaci, koralji, mahovnjaci, mješćinice i neke spužve (Sarà, 1986). Kolonijalni organizmi se mogu razmnožavati i spolno, a fekunditet je proporcionalan veličini kolonije. Rast kolonija kalcificiranih organizama omogućava kontinuiranu lateralnu ekspanziju i ekspanziju okupaciju okolnog prostora (Jackson, 1977). Solitarni organizmi i manje kolonije brzim rastom i brzom izmjenom generacija razvili su oportunističke strategije i bolje su se prilagodili naglim promjenama u okolišu (Sarà, 1986). Nakon popunjavanja slobodnog prostora, organizmi se mogu međusobno prerastati, a u slučaju odumiranja djela zajednice dolazi do sekundarne sukcesije (Jackson, 1977). Najčešći predatori uključuju ribe, rakove, ježince, zvjezdače i pužve (Tamburini i sur., 2022).

1.5. Dosadašnja istraživanja o utjecaju umjetnog svjetla noću na morske organizme

Istraživanja o utjecaju umjetnog svjetla noću u morskom okolišu gotovo nisu niti postojala sve do posljednjih desetak godina. Utjecaj umjetnog svjetla noću na različite organizme, procese i staništa i dalje je nedovoljno istražen da bi se mogao uzeti u obzir prilikom gospodarenja obalnim pojasom na široj geografskoj skali (Davies i sur., 2014; Longcore i Rich, 2004). Do sada je utvrđeno da umjetno svjetlo noću u moru utječe na različite razine biološke hijerarhije, od individualnih organizama do zajednica i posljedično, ekosustava (Sanders i sur., 2021). Utječe na vertikalne migracije (Berge i sur., 2020), reprodukciju (Ayalon i sur., 2021), korištenje resursa (Bolton i sur., 2017; Maggi i sur., 2020; Underwood i sur., 2017), migracije i orijentaciju (Navarro – Barranco i Hughes, 2015; Torres i sur., 2020) te proces novačenja (Davies i sur., 2015; Lynn i sur., 2021). Svi nabrojani procesi su nužni za normalno funkcioniranje ekosustava, a modificirani su s obzirom na spektar, intenzitet i trajanje umjetnog svjetla noću. (Marangoni i sur., 2022).

Negativni utjecaj umjetnog svjetla noću zabilježen je u različitim morskim staništima. Ono uzrokuje gubitak bioraznolikosti pješčanih plaža koji je posljedica poremećaja diurnalne aktivnosti, rasta te efikasnosti konverzije hrane kod brojnih organizama (Luarte i sur., 2016; Lynn i sur., 2021; Quintanilla-Ahumada i sur., 2022). Utvrđeno je da negativno utječe i na odabir mjesta za gniježđenje morskih kornjača, orijentaciju i disperziju mladunčadi (Salmon, 2003; Witherington i Bjorndal, 1991). Maggi i Benedetti-Cecchi (2018) navode da je umjetno svjetlo noću utjecalo na sastav primarnog biofilma na kamenitoj podlozi u zoni mediolitorala u Sredozemnom moru. Promjene u primarnom biofilmu zatim su posljedično utjecale na više trofičke skupine sesilnih i vagilnih organizama (Maggi i sur., 2020a; Maggi i sur., 2020b). Uzrokuje poremećaje u gametogenezi i sinkroniziranom ispuštanju gameta kod koralja (Ayalon i sur., 2021). Na otvorenom moru indirektno svjetlo noću uzrokuje poremećaje u vertikalnim migracijama zooplanktona, posebice na višim geografskim širinama (Berge i sur., 2020). S obzirom na različite bihevioralne odgovore riba na svjetlost, utvrđeno je da brojnost nekih vrsta, kao primjerice haringe (*Clupea harengus*) i bataša (*Mugil cephalus*), raste u blizini svjetlosti (Stickney, 1969; Marchesan i sur., 2005). Brojnost drugih vrsta, kao primjerice bakalara (*Gadus morhua*) i orade (*Sparus aurata*), u blizini umjetnog svjetla se smanjuje (Marchesan i sur., 2005).

Dosadašnja istraživanja utjecaja umjetnog svjetla noću u morskom okolišu fokusirala su se gotovo isključivo na pojedinačne vrste. Jedino istraživanje kojim je ispitan utjecaj umjetnog svjetla na zajednicae sesilnih beskralježnjaka proveli su u Irskom moru Davies i sur. (2015). Autori su po prvi puta utvrdili da je umjetno svjetlo noću utjecalo na sastav zajednica na način da je poticalo ili inhibiralo kolonizaciju nekih vrsta. Međutim, spomenutim istraživanjem nije istražen

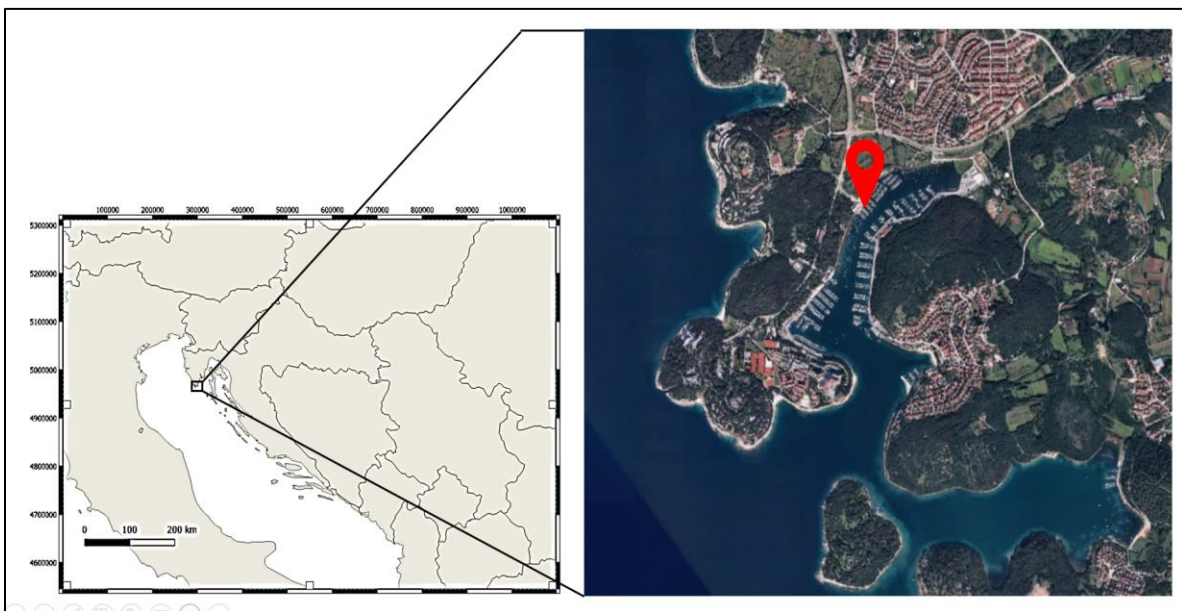
utjecaj umjetnog svjetla na zajednice u fazama sukcesije koje slijede nakon kolonizacije te je promatran samo sastav zajednica, a biomasa i indeksi bioraznolikosti su izostavljeni.

2. Materijali i metode

2.1. Područje istraživanja

Ekspiriment je proveden u Puli, u sportskoj lučici „Delfin“ na 13.842231 stupnjeva geografske dužine i 44.844291 stupnjeva geografske širine (Slika 3.1.1.) od 1.6. do 31.8.2023. Lučica je s južne i jugozapadne strane zatvorena poluotokom Verudela, a s istočne i jugoistočne strane kopnom. Maksimalna dubina mora u uvali iznosi 10 m, a prosječna dubina je oko 3 m. Sa sjeveroistočne strane izložena je buri koja ne uspijeva razviti veće valove, a ostali vjetrovi blokirani su kopnom. Zbog slabe hidrodinamike sedimentacija je izražena i dno je muljevito. Sukladno tome, uvala je karakterizirana biocenozaom zamuljenih pijesaka i filtratorskih organizama. U uvali se nalazi marina i dvije manje lučice pa je prisutno mnogo umjetnih struktura kao što su pristaništa, betonski blokovi, lanci, užad, bove, kamenje i plovila. Na tim strukturama prisutne su zajednice beskraljeznjaka i u manjoj količini, algi. Zbog male dubine, kolebanje ekoloških čimbenika je učestalo. Plimna amplituda se kreće od 40 do 90 cm.

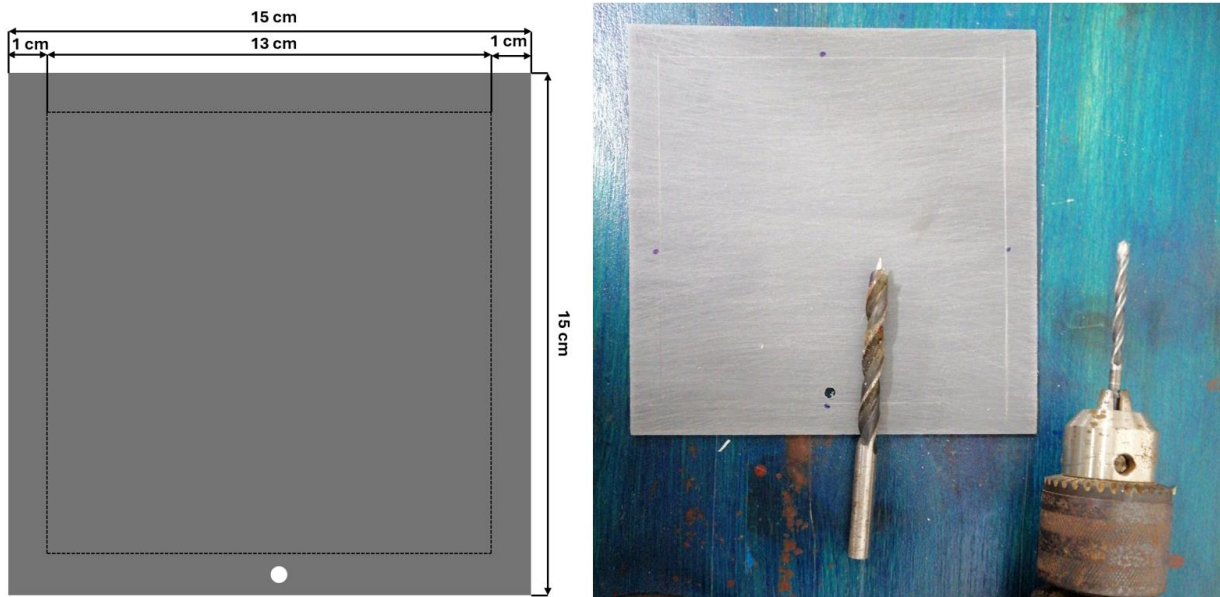
Za provedbu ovog istraživanja bilo je potrebno osigurati mjesto s minimalnim intenzitetom svjetlosti tijekom noći. Noćni intenzitet okolnog svjetla u lučici izmjeren je luksmetrom (Lux Meter PCE-LMD 10) prije početka eksperimenta te je iznosio 0,02 lx što je bilo idealno za provođenje ovog eksperimenta.



Slika 3.1.1. Lokacija na kojoj je proveden eksperiment – sportska lučica „Delfin“ u Puli

2.2. Izrada kolektora

Za kolektore su izabrane kvadratne PVC ploče sive boje koje su često korištene u sličnim istraživanjima, lako dostupne i lako se obrađuju. PVC ploče rezane su na dimenziju 15 × 15 cm. Svaka ploča je strugana brusnim papirom gradacije 60 kako bi se uklonio glatki površinski sloj koji nije povoljan za kolonizaciju. Na donjem rubu svake ploče izbušena je okrugla rupa promjera 0,5 cm kako bi se ploče šarafom mogle pričvrstiti za L-profilne gredice u okviru. Prostor od 1 cm oko rubova ploča označen je te nije korišten u analizi kako bi se izbjegao rubni efekt (eng. *edge effect*) (Levin, 2009), tako da je ukupna analizirana površina na svakom kolektoru iznosila 169 cm² (Slika 3.2.1.). Sa stražnje strane ploča ugraviran je redni broj radi sljedivosti u daljnjoj obradi. Svakom kolektoru je određena masa. Nakon izrade, kolektori su stavljani u mrežastu vreću i ostavljeni u moru 24 sata kako bi se isprale eventualne kemijske tvari koje bi mogle ometati kolonizaciju i potom sušeni na suncu 48 sati.

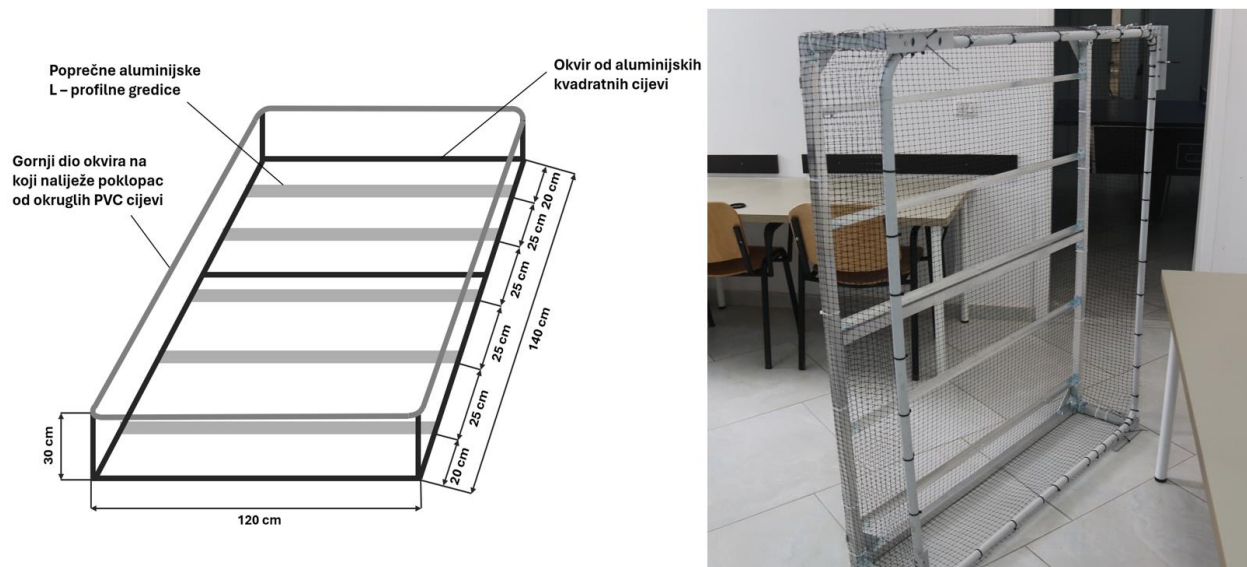


Slika 3.2.1. Idejni nacrt i realizirani kolektor za beskrležnjake napravljen od PVC-a s ucrtanim rubnim prostorom

Na svakom kolektoru se razvijala jedna zajednica sesilnih organizama, a kako bi se mogao promatrati utjecaj različitih svjetlosnih režima, podijeljeni su u dvije skupine. Jedna skupina predstavljala je kontrolnu skupinu koja nije bila izložena direktnom svjetlu noću, dok je druga bila izložena svjetlu. Kako bi se mogli postaviti u more u dvije skupine, bilo je potrebno izgraditi dva zasebna okvira u koje su bili poslagani tako da ih struje i valovi ne mogu pomicati i da zajednice koje su izložene svjetlu budu uvijek na istoj udaljenosti od svjetiljke.

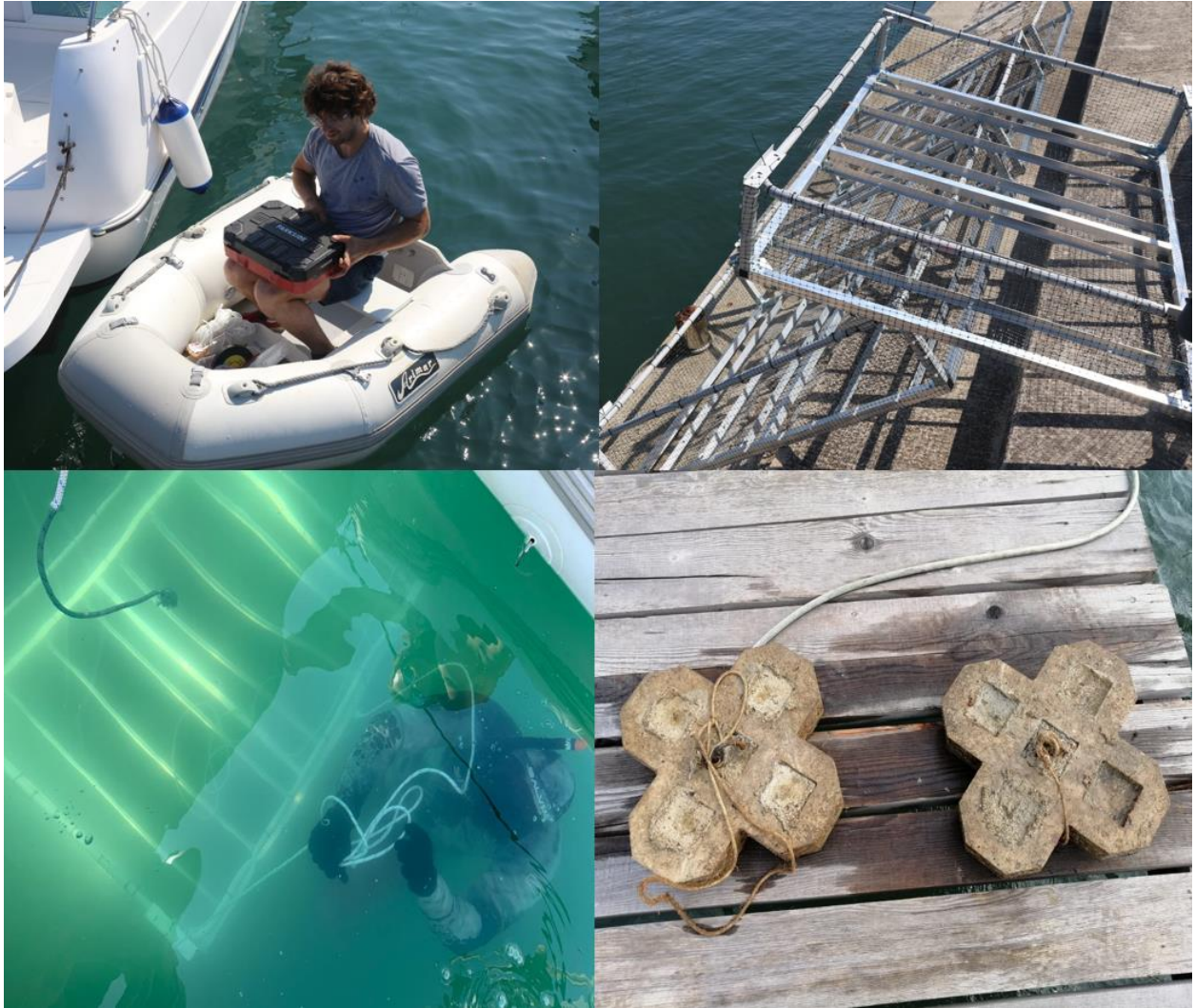
2.3. Izrada i postavljanje okvira za kolektore

Za konstrukciju okvira korištene su aluminijske kvadratne cijevi promjera 3 cm. Okviri su bili široki 120 cm dugački, 140 cm široki i 30 cm duboki. Za dodatnu stabilizaciju, po sredini okvira s donje strane je montirana dodatna poprečna aluminijska kvadratna cijev. Cijelom duljinom okvira poprečno je postavljeno pet aluminijskih L – profilnih gredica koje su međusobno bile razmahnute 25 cm, na koje su pričvršćivani kolektori. Na gredicama su unaprijed bile probušene rupe za koje će se kolektori kasnije fiksirati vijkom i leptir maticom. Dio okvira na koji naliježe poklopac, kao i sam poklopac napravljeni su od okruglih PVC cijevi. Za zaštitu kolektora od predatora kao što su ribe, zvjezdače, ježinci i rakovi, oko okvira te na poklopac je postavljena EIFS mreža promjera oka 1 cm (Slika 3.3.1.). Poklopac je napravljen od okruglih PVC cijevi i naknadno pričvršćen za okvire zateznim vezicama.



Slika 3.3.1. Idejni nacrt i realizirani okvir za kolektore s mrežom za zaštitu od predatora

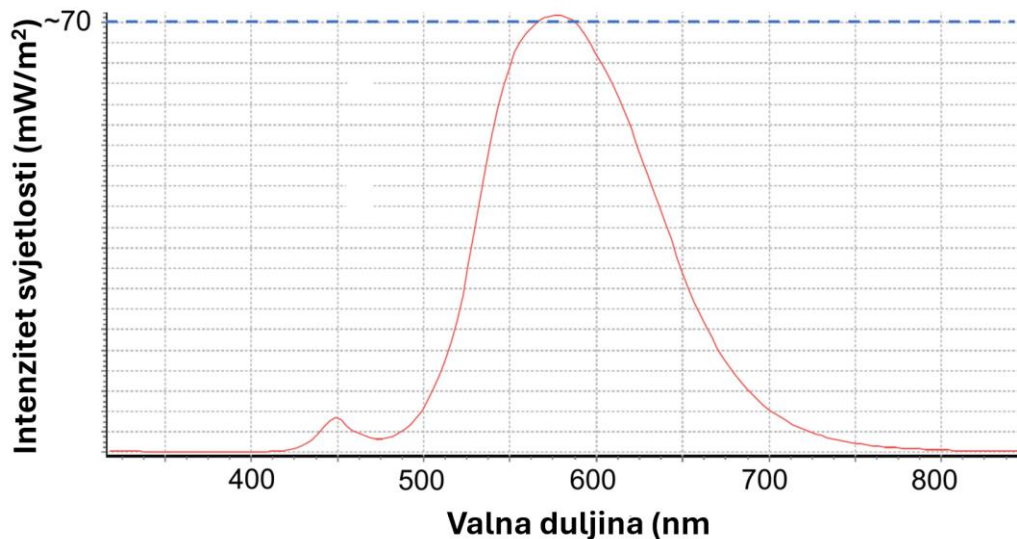
Okviri bez kolektora postavljeni su u more ispod pristaništa na dubini od 1,5 m, mjerenoj u trenutku kada je plimna amplituda bila na pola između plime i oseke. Dubina mora na tom mjestu iznosila je 2,5 m. Na sva četiri kuta okvira pričvršćeno je uže kojim su vezani za drvene daske pristaništa. Za sidrenje svakog okvira su korištena dva betonska bloka mase 25 kg (Slika 3.3.2.).



Slika 3.3.2. Postavljanje okvira u more i betonski blokovi korišteni za sidrenje

2.4. Izvor svjetlosti

Spektar i jačina korištenog svjetla u ovom radu prilagođeni su tako da imitiraju svjetlost koju emitiraju ulične lampe. Ulične lampe najčešće su natrijske te emitiraju žućkastu svjetlost čiji je intenzitet oko 30 lx u njihovom podnožju. U ovom istraživanju, led svjetiljka (LED aquaristik SKY6500K) obložena je s dva sloja žute folije (LANDS 60my) kako bi se filtrirao željeni dio spektra. Dobiveni spektar izmjeren je spektrometrom (StellarNet spectrometer) i imao je izraženi vrh na približno 580 nm i reducirani vrh na približno 450 nm (Slika 3.4.1.).



Slika 3.4.1. Spektar korištenog svjetla

Led svjetiljka je pričvršćena je za cijev koja je po dužini prerezana po pola čija je uloga bila usmjerivanje snopa svjetlosti i zaštita svjetiljke od kiše. Cijev sa svjetiljkom je vijcima pričvršćena za drvene daske s donje strane pristaništa i usmjerena prema točnom mjestu gdje je postavljen jedan od okvira pod kutom od 45° (Slika 3.4.2.) . Udaljenost svjetiljke od površine mora na mjestu gdje je postavljen okvir iznosila je približno 2 metra. Svjetiljka je usmjerena tako da svjetlost emitira u smjeru suprotnom od okvira koji je sadržavao kontrolnu skupinu kolektora i nalazio se na udaljenosti od 10 metara, iza stupa od pristaništa. Na taj način osigurano je da direktna svjetlost ne dopire do okvira s kontrolnom skupinom kolektora i da obje skupine kolektora budu dovoljno blizu da međusobna udaljenost ne uzrokuje razlike u kolonizaciji.



Slika 3.4.2. LED svjetlo postavljeno iznad predviđenog mjesta za kolektore.

Svjetlo je programirano tako da se pali jedan sat prije zalaska i gasi jedan sat nakon izlaska sunca. Kako bi se ostvario željeni intenzitet svjetlosti od 30 lx na površini mora, jačina svjetiljke regulirana je kontrolnom jedinicom. Intenzitet svjetlosti izmjeren je luksmetrom (Lux Meter PCE-LMD 10) u 2 sata u noći, neposredno iznad površine mora, direktno iznad okvira za kolektore u trenutku kada je razina mora bila točno na pola plimne amplitude (Slika 3.4.3.).



Slika 3.4.3. Mjerenje intenziteta svjetlosti neposredno uz površinu mora.

2.5. Postavljanje kolektora u more

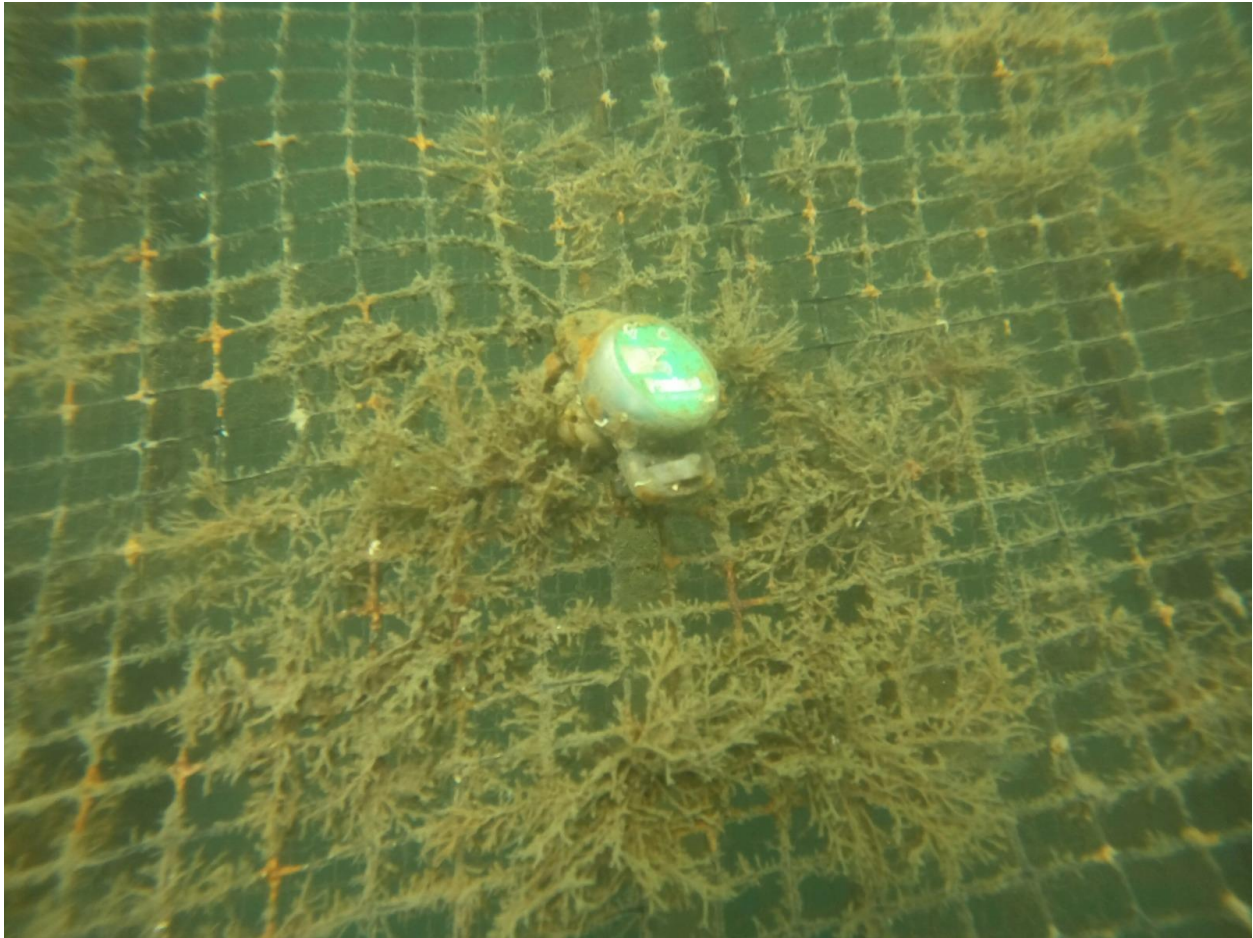
S obzirom na to da su tvrde podloge u moru često okomite (kamenje, stupovi, betonski blokovi, litice, grebeni) kolektori su postavljeni u okvire vertikalno. Petnaest kolektora je poslagano u svaki okvir ronjenjem na dah. Slagani su u pet redova, po tri kolektora u svakom redu. Za L -profilne gredice, kolektori su pričvršćeni vijcima i leptir maticama na mjesta gdje su ranije probušene rupe. Međusobno bili razmaknuti 22,5 cm (1,5 x širina kolektora) kako bi se uklonila mogućnost međusobnog utjecaja. Nakon što su poslagani u more, za vrh okvira je zateznim vezicama pričvršćen poklopac sa mrežom za zaštitu od predatora (Slika 3.5.1.).



Slika 3.5.1. Prikaz okvira s kolektorima u moru i cipli pored okvira zbog kojih je postavljena zaštitna mreža oko kolektora

2.6. Mjerenje temperature mora i intenziteta svjetlosti koja dopire do kolektora

Kako bi se temperatura i intenzitet svjetlosti koji dopire do kolektora konstantno pratili, na okvir na okvir na koji su postavljeni kolektori izloženi svjetlu montiran je *logger* (HOBO Pendant MX Temperature/Light Data Logger) s odgovarajućim sensorima (Slika 3.6.1). U postavkama uređaja namješteno je da mjeri oba parametra svakih pet minuta. Iako uređaj nije stopostotno točan na niskim intenzitetima svjetlosti, dobiven je okvirni podatak o intenzitetu svjetlosti koja dopire do kolektora, kao i osiguranje da su se svjetiljke upalile svaku noć. Zbog jake sedimentacije na području gdje je proveden eksperiment, senzori *loggera* su redovito čišćeni kako bi se osigurala preciznost mjerenja.

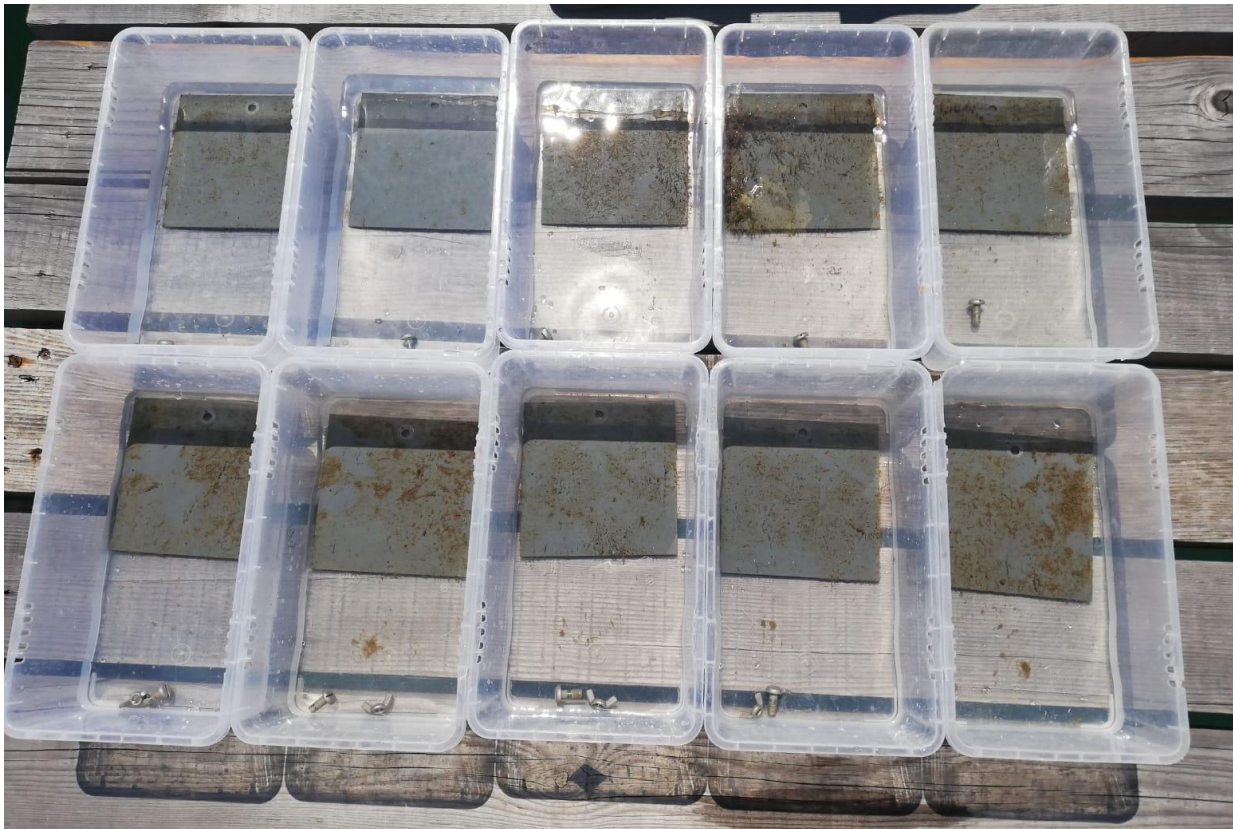


Slika 3.6.1. *Logger* opremljen sensorima za mjerenje temperature i intenziteta svjetlosti postavljen na vrh okvira koji je sadržavao kolektore izložene umjetnom svjetlu noću, slikan netom prije čišćenja

Prosječne dnevne vrijednosti temperature mora računate su na temelju vrijednosti prikupljenih svaki dan od 00:01 do 23:59 sati u intervalu od 5 minuta. S obzirom na to da su dnevni i noćni intenziteti svjetla izuzetno varirali s obzirom na naoblaku, turbulentnost, razinu mora, prozirnosti vodenog stupca i kuta pod kojim pada svjetlo, za računanje mjesečnog prosjeka intenziteta dnevne svjetlosti korišten je intenzitet svjetlosti izmjeren svaki dan u 14:00 sati kada je bio najveći. Za računanje prosječne vrijednosti noćnog intenziteta umjetne svjetlosti korištene su vrijednosti izmjerene svaku noć u 02:00.

2.7. Uzorkovanje

Uzorkovanje je obavljano jednom mjesečno. Pri tome su ronjenjem na dah kolektori odvojeni od okvira i položeni u plastične spremnike ispunjene vodom (Slika 3.7.1.). Nakon što su poslagani u plastične spremnike, odvezeni su u laboratorij za daljnju analizu. Uzimano je 10 kolektora odjednom te su vraćeni u more odmah nakon analize kako bi se smanjilo vrijeme izvan mora i minimizirao rizik od odumiranja prihvaćenih organizama. Nakon analize skupine od 10 kolektora, isti postupak je ponovljen i s ostalim kolektorima.



Slika 3.7.1. Kolektori pri prvom uzorkovanju u plastičnim spremnicima ispunjenim morskom vodom neposredno nakon vađenja iz mora

2.8. Analiza zajednica

2.8.1. Pregled kolektora

Analizirana je samo prednja strana kolektora, a organizmi prihvaćeni sa stražnje strane su strugani pri svakom pregledu kako ne bi utjecali na daljnji razvoj promatranih zajednica. Kolektori su pregledani pod lupom i svi sesilni beskrležnjaci i makroalge su identificirani koristeći dihotomske ključeve (Riedl, 1963; Harant i Vernières, 1933; Zabala i Maluquer, 1988; Fauvel, 1927; Hayward i Ryland, 2017) (Slika 3.8.1.1.). Nekim sesilnim beskrležnjacima nije bilo moguće odrediti vrstu bez da ih se odvoji od podloge, promatra svjetlosnim mikroskopom pod većim povećanjem ili da se pregledaju određeni anatomske dijelovi, za što bi ih bilo potrebno usmrtniti. Takvi organizmi označeni su nazivom najniže taksonomske skupine do koje su identificirani i dodijeljen im je broj unutar skupine kako bi se razlikovali od drugih vrsta iz iste skupine (primjerice Cheilostomatida 1, Cheilostomatida 2, Cheilostomatida 3, itd.). Svi organizmi su pobrojani, a kolonijalnim beskrležnjacima određen je broj kolonija umjesto brojanja svakog zooida zasebno.



Slika 3.8.1.1. Determinacija organizama prihvaćenih za kolektore

2.8.2. Određivanje sastava zajednica

Sastav zajednica određen je brojnošću svake vrste sesilnih beskraljčnjaka i makroalgi koja je identificirana na kolektorima. Uspoređivan je sastav zajednica zabilježen na obje skupine kolektora za cjelokupni period istraživanja te pri svakom uzorkovanju zasebno.

2.8.3. Određivanje vrsta koje su najviše pridonjele međusobnoj različitosti zajednica na dva različita svjetlosna režima

Vrstama koje su najviše pridonjele međusobnoj različitosti zajednica na dva različita svjetlosna režima smatrane su one vrste koje su bile prisutne prilikom sva tri uzorkovanja u velikom broju te su se isticale prilikom analize podataka. Kako bi se utvrdio točan utjecaj umjetnog svjetla noću na te vrste, uspoređivana je njihova brojnost u zajednicama koje su noću bile osvjetljene i zajednicama koje su noću bile u mraku.

2.8.4. Određivanje indeksa bioraznolikosti

Bogatstvo vrsta predstavlja ukupan broj različitih vrsta sesilnih beskraljčnjaka i makroalgi koje su identificirane.

Shannon indeks bioraznolikosti uzima u obzir bogatstvo vrsta i njihovu brojnost. Računat je po formuli:

$$H = -\sum p_i \times \ln(p_i),$$

gdje je H Shannon indeks, p_i proporcija zajednice koja se sastoji od vrste „i“. Više vrijednosti ovog indeksa ukazuju na višu bioraznolikost zajednice. Maksimalna bioraznolikost je postignuta u slučaju da su sve vrste jednako zastupljene.

Indeks ujednačenosti vrsta (Pielouva ujednačenost) računat je po formuli:

$$J = H / \ln(S),$$

gdje je J indeks ujednačenosti vrsta, H je Shannon indeks, a S je bogatstvo vrsta. Ovaj indeks spaja bogatstvo vrsta i Shannon indeks. Normalizira Shannon indeks dodavanjem prirodnog logaritma tako da se vrijednosti ovog indeksa kreću između 0 i 1. Ukoliko je vrijednost indeksa 1, u zajednici je jednakost vrsta maksimalna, to jest, sve vrste su jednako zastupljene.

2.8.5. Određivanje mokre biomase

Svaki kolektor ostavljen je da se cijedi u uspravnom položaju u trajanju od jedne minute da se ukloni višak vode kako bi se potom vagao. Mokra masa kolektora je vagana koristeći vagu (Vaga MINI 550g/0,1g Geti GSP02) s preciznošću od 0,1 g. Od izvagane mase oduzeta je masa praznih kolektora kako bi se dobila samo mokra biomasa.

2.8.6. Određivanje suhe biomase

Nakon trećeg uzorkovanja, svi prihvaćeni organizmi su strugani sa prednje strane kolektora i stavljeni u Petrijeve zdjelice i prekriveni su aluminijskom folijom. Zdjelice su poslagane u laboratorijsku pećnicu i na temperaturi od 70°C sušeni do konstantne temperature (Slika 3.8.6.1.). Nakon sušenja, suha masa je mjerena vagom (Vaga MINI 550g/0,1g Geti GSP02) s preciznošću od 0,1 g.



Slika 3.8.6.1. Sadržaj jednog kolektora nakon sušenja u svrhu određivanje suhe mase

2.8.7. Statistička analiza podataka

Za organizaciju podataka korišten je Microsoft Excel. Podaci su analizirani koristeći statistički paket R (2024).

Za analizu sastava zajednica kroz cjelokupni period istraživanja korištena je PERMANOVA ponovljenih mjerenja. Test je bio dvofaktorski i multivarijatan te su njime testirane tri hipoteze: hipoteza da je efekt svjetlosnog režima beznačajan, da je efekt ponavljanja (rednog broja uzorkovanja) beznačajan i da je njihova interakcija beznačajna.

Sastav zajednica je za svako uzorkovanje zasebno analiziran multivarijatno, koristeći ANOSIM temeljen na Bray-Curtis različitosti. Za analizu sastava zajednica, broj jedinki svake vrste transformiran je koristeći $\sqrt[3]{v}$ kako bi se smanjila disperzija i učinila prikladnom za korištene analize. Ako je R vrijednost ANOSIM-a manja od 0,25 tada nema razlika između promatranih zajednica, ako je vrijednost između 0,25 i 0,75 tada su zajednice međusobno različite, ali se jednim djelom preklapaju. Ako je R vrijednost veća od 0,75, zajednice su potpuno različite. U ovoj analizi p-vrijednost ukazuje na mogućnost statističke greške tipa I, odnosno, odbacivanje nul-hipoteze iako je istinita. Statistički značajna p-vrijednost potvrđuje ono što pokazuje R vrijednost te označava da je eksperiment bio dovoljno dobro repliciran. Ukoliko p vrijednost nije statistički značajna, ukazuje na to da vrlo vjerojatno eksperiment nije bio dovoljno dobro repliciran te da R vrijednost ne prikazuje nužno realnu sličnost zajednica. Rezultati ANOSIM-a su prikazani koristeći MDS. Kako bi se ocijenila prikladnost MDS-a za prikaz korištenog modela, korištena je vrijednost stresa temeljena na Bray-Curtis sličnosti. Ako je vrijednost stresa manja od 0,05 ordinacija je savršena i nije moguća kriva interpretacija, vrijednost stresa od 0,05 do 0,1 označava odličnu ordinaciju te je kriva interpretacija malo vjerojatna, vrijednosti od 0,1 do 0,2 označavaju dobru ordinaciju, uz veću mogućnost krive interpretacije. Ako je vrijednost stresa preko 0,3, ordinacija nije prikladna za prikaz podataka. Ukoliko je ANOSIM-om utvrđeno da su promatrane zajednice međusobno različite, korištena je SIMPER analiza kako bi se utvrdilo koje vrste su najodgovornije za uočene razlike. Prikazano je pet vrsta koje su najviše pridonijele različitosti zajednica.

Kako bi se odabrao odgovarajući model za analizu vrsta koje su najviše doprinijele različitosti između zajednica, mokre i suhe mase te indeksa bioraznolikosti (bogatstvo vrsta, Shannon indeks, Pielouva ujednačenost) prvo su rađeni dijagnostički testovi. Sirove vrijednosti vizualizirane su točkastim grafom kako bi se pronašle i izbacile ekstremne vrijednosti. Tip distribucije provjeren je Shapiro-Wilk testom i pregledom histograma. Homogenost varijanci određena je Fligner-Killeen testom. Tip raspodjele rezidua određen je Shapiro-Wilk testom i pregledom histograma. Ukoliko je bilo moguće, težilo se analizi podataka ANOVA testom ponovljenih mjerenja zbog vremenske zavisnosti varijabli. Ukoliko podaci to nisu dopuštali, izabrana je odgovarajuća metoda za odvojenu analizu za svako uzorkovanje zasebno. *Post-hoc*

analize nisu korištene zbog veće vjerojatnosti da dođe do statističke pogreške drugog tipa, odnosno prihvaćanje nul-hipoteze iako nije točna.

Brojnost vrsta koje su najviše doprinijele različitosti između zajednica analizirana je ANOVA testom ponovljenih mjerenja. Svojstvo sferičnosti provjereno je Mauchly testom. S obzirom da varijance nisu bile homogene niti za jedan od računatih indeksa korišten je *Generalised Linear Mixed Effect Model* (GLMM). S obzirom na to da je disperzija modela za sve vrste bila preko 15, korišten je negativni binomialni GLMM. Test je bio dvofaktorski te su njime testirane tri hipoteze: hipoteza da je efekt svjetlosnog režima beznačajan, da je efekt ponavljanja mjerenja (rednog broja uzorkovanja) beznačajan i da je njihova interakcija beznačajna. Ukoliko je njihova interakcija statistički značajna, utjecaj svjetlosti se mijenjao kroz vrijeme. Kako bi se utvrdio kumulativni učinak svjetlosnog režima na brojnost vrsta koje su najviše doprinijele različitosti između zajednica u sva tri uzorkovanja zajedno, korišten je Wilcoxon *signed-rank* test.

S obzirom na to da se mokra masa nije mogla analizirati ANOVA testom ponovnih mjerenja zbog nehomogenih varijanci, neovisno o vrsti korištene transformacije, analizirana je zasebno za svaki mjesec. Ukoliko je raspodjela bila normalna korišten je t-test, a ukoliko nije korišten je Wilcoxon *signed-rank* test.

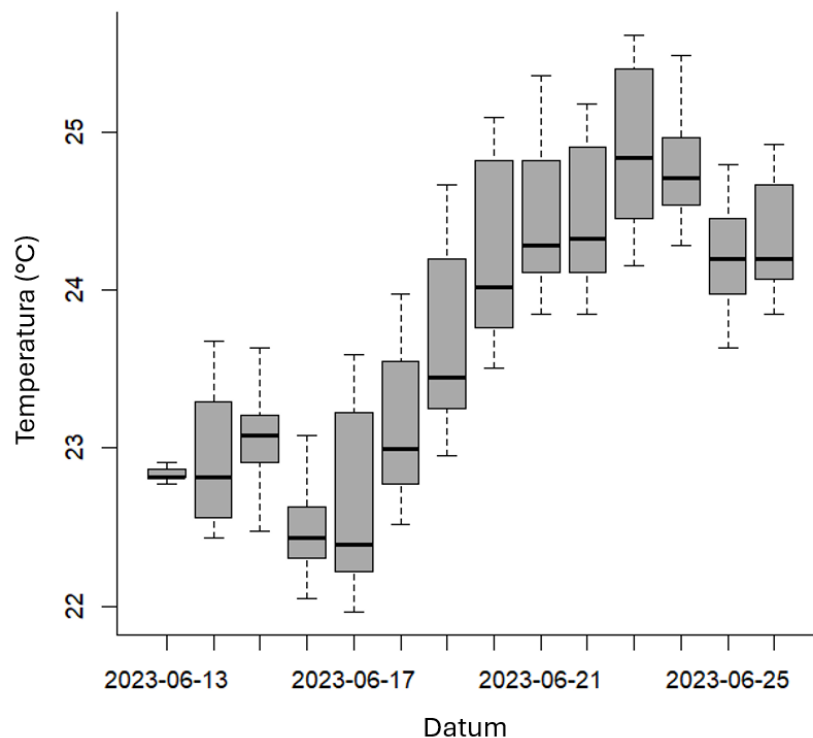
Indeksi bioraznolikosti (bogatstvo vrsta, Shannon indeks, indeks ujednačenosti vrsta) analizirani su ANOVA testom ponovljenih mjerenja. Svojstvo sferičnosti provjereno je Mauchly testom. Varijance nisu bile homogene niti za jedan od računatih indeksa korišten je *Generalised Linear Mixed Effect Model* (GLMM). S obzirom na to da je disperzija modela bila manja od 0.7 za sve indekse, korišten je *quasipoisson* GLMM. Test je bio dvofaktorski te su njime testirane tri hipoteze: hipoteza da je efekt svjetlosnog režima beznačajan, da je efekt ponavljanja mjerenja (rednog broja uzorkovanja) beznačajan i da je njihova interakcija beznačajna. Kako bi se utvrdio učinak svjetlosnog režima na indekse bioraznolikosti u sva tri uzorkovanja zajedno, korišten je t-test.

3. REZULTATI

3.1. Temperatura mora i intenzitet svjetlosti koja je dopirala do kolektora

3.1.1. Prvi mjesec

U prvom mjesecu eksperimenta, s početkom mjerenja na 13. dan, najniža zabilježena temperatura je iznosila 21,9 °C, a najviša 25,6 °C. Mjesečna prosječna vrijednost temperature iznosila je $23,77 \pm 0,90$ °C. Dnevni prosjeci kretali su se od 22,3 °C do 24,8 °C (Graf 4.1.1.1.).

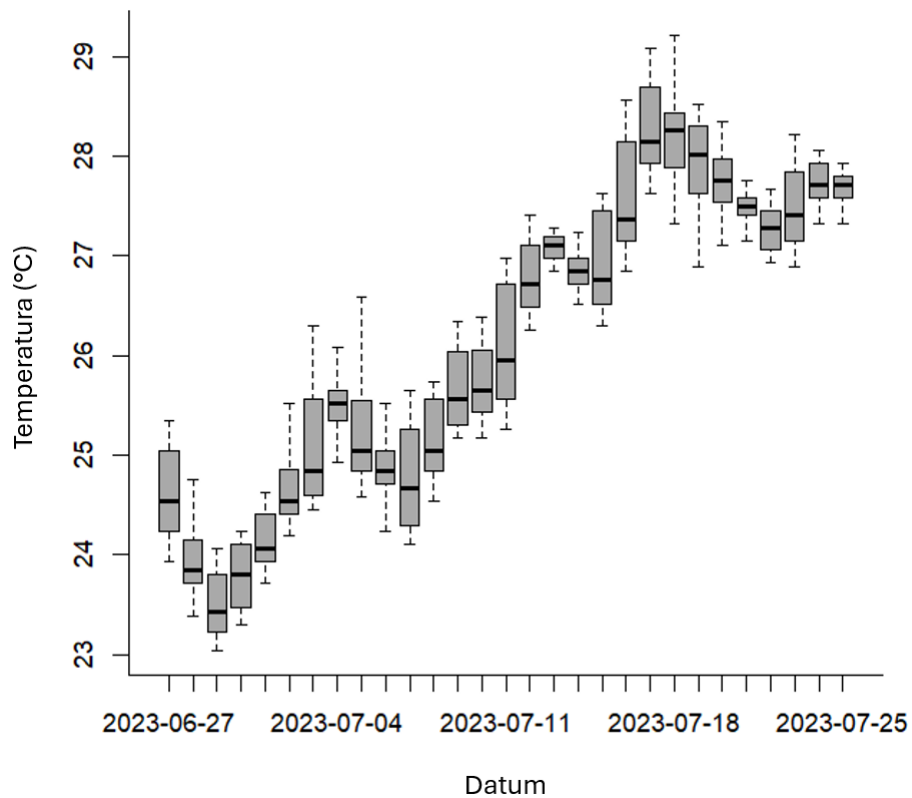


Graf 4.1.1.1. Dnevno kretanje temperature u prvom mjesecu eksperimenta

Prosječna vrijednost dnevnog intenziteta svjetlosti izmjenog svaki dan u 14:00 sati iznosila je 14881 ± 4319 lx. Prosječna vrijednost noćnog intenziteta svjetlosti na osvijetljenim kolektorima izmjerena svaku noć u 02:00 sati iznosila je $2,19 \pm 1,39$ lx.

3.1.2. Drugi mjesec

U drugom mjesecu eksperimenta zabilježene vrijednosti temperature varirale su od 23,0 °C do 29,2°C. Mjesečna prosječna vrijednost temperature iznosila je $26,14 \pm 1,51$ °C. Dnevni prosjeci kretali su se od 23,4 °C do 28,3 °C (Graf 4.1.2.1.).

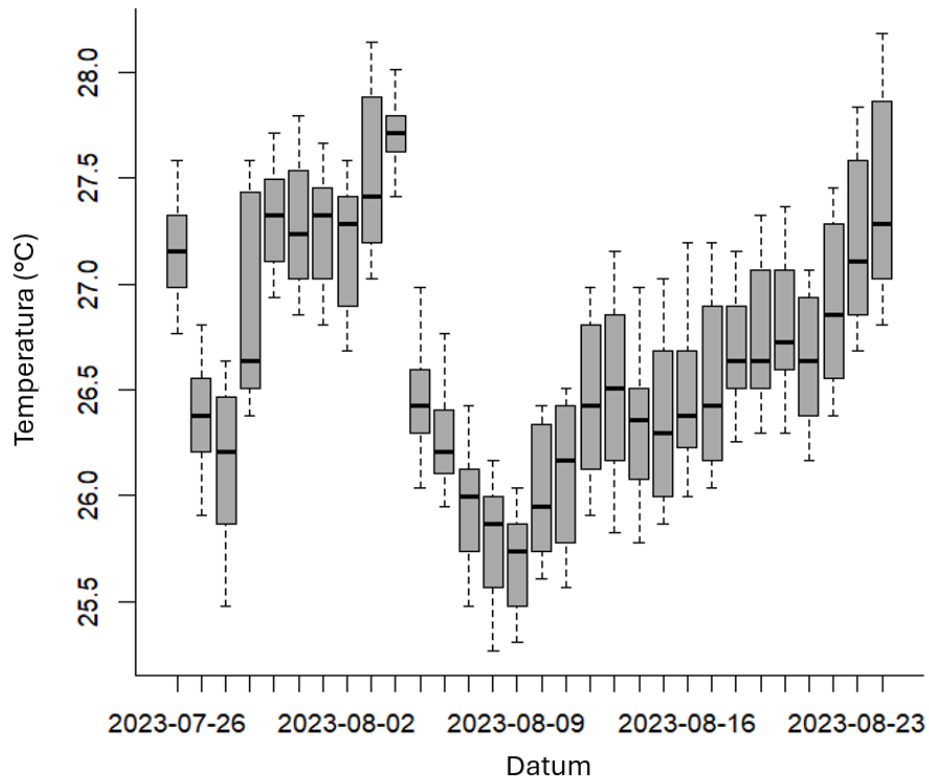


Graf 4.1.2.1. Dnevno kretanje temperature u drugom mjesecu eksperimenta

Prosječna vrijednost dnevnog intenziteta svjetlosti izmjereneog svaki dan u 14:00 sati iznosila je 7874 ± 5289 lx. Prosječna vrijednost noćnog intenziteta svjetlosti na osvijetljenim kolektorima izmjerena svaku noć u 02:00 sati iznosila je $1,07 \pm 3,90$ lx.

3.1.3. Treći mjesec

U trećem mjesecu eksperimenta zabilježene vrijednosti temperature su se kretale od 25,3 °C do 28,2 °C. Mjesečni prosjek je iznosio $26,67 \pm 0,60$ °C. Dnevni prosjeci su se kretali od 25,8 °C do 27,7 °C. U prijelazu s 10. na 11. dan je zabilježen nagli pad temperature kao posljedica olujnog nevremena i niže temperature zraka (Graf 4.1.3.1.).



Graf 4.1.3.1. Dnevno kretanje temperature u trećem mjesecu eksperimenta

Prosječna vrijednost dnevnog intenziteta svjetlosti izmjerene svaki dan u 14:00 sati iznosila je 6999 ± 2891 lx. Prosječna vrijednost noćnog intenziteta svjetlosti na osvijetljenim kolektorima izmjerena svaku noć u 02:00 sati iznosila je $0,64 \pm 0,96$ lx.

3.2. Pregled identificiranih taksonomskih skupina

U cjelokupnom razdoblju istraživanja ukupno su utvrđene 54 različite svojte. Carstvu životinja je pripadalo 50, dok su carstvu biljaka pripadale 4 zabilježene svojte. Do vrste je identificirano 15 svojti, do roda 5, do porodice 8, do reda 7, do razreda 7, a do koljena 12 svojti. Najviše predstavnika imala su koljena Mahovnjaci (Bryozoa) s 18 i Svitkovci (Chordata) sa 16 zabilježenih svojti. Unutar koljena Svitkovci najzastupljeniji je bio razred mješćićnica (Ascidiacea). Unutar koljena Mahovnjaci najzastupljeniji bio razred Gymnolaemata unutar kojega su svi identificirani organizmi pripadali redu Cheilostomatida koji se sastoji od isključivo kolonijalnih organizama. Pri prvom uzorkovanju identificirano je ukupno 36, pri drugom 34, a pri trećem uzorkovanju identificirano je 30 različitih svojti (Tablica 4.2.1).

Tablica 4.2.1. Klasifikacija determiniranih svojiti sesilnih beskralježnjaka i makroalgi čija je prisutnost označena simbolom *.

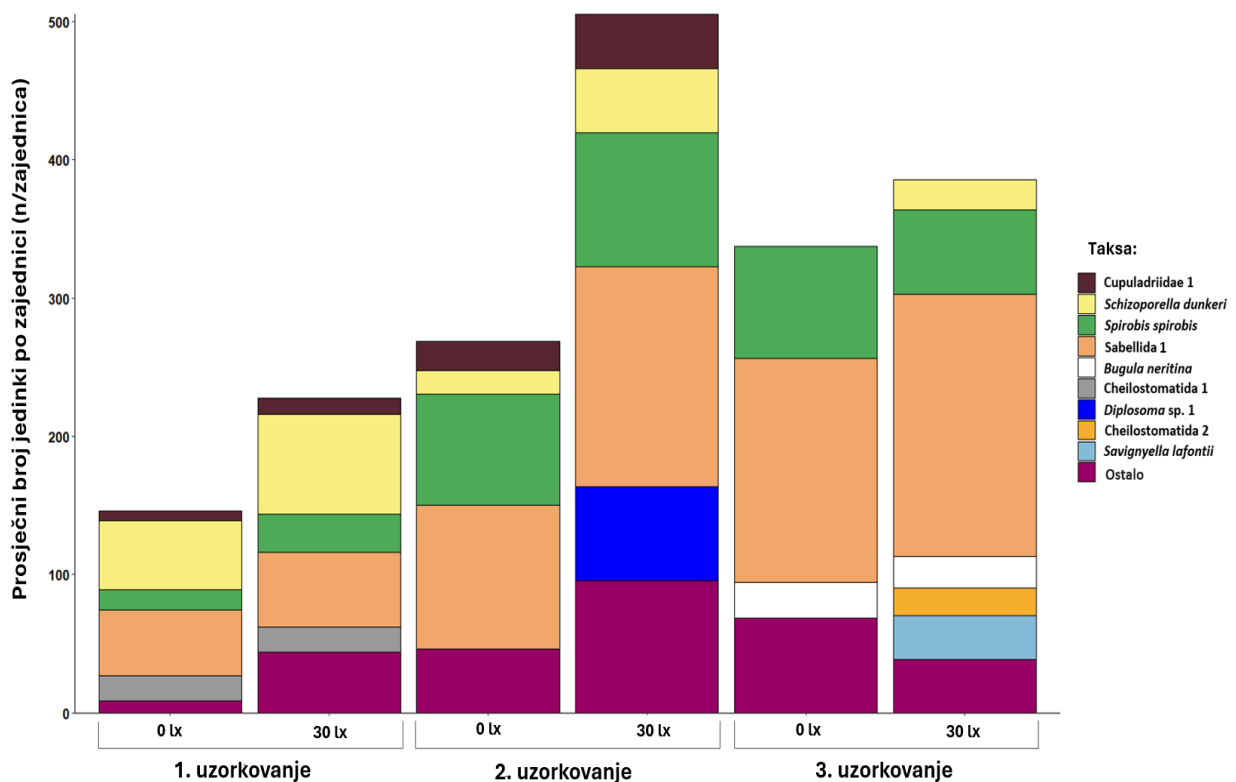
Carstvo	Koljeno	Razred	Red	Porodica	Rod	Vrsta	Redni broj uzorkovanja				
							1.	2.	3.		
Animalia	Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Cupuladriidae	-	Cupuladriidae 1	*	*	*		
					-	Cupuladriidae 2			*		
				Savignyellidae	<i>Savignyella</i>	<i>Savignyella lafontii</i> (Audouin, 1826)	*	*	*		
					Bugulidae	<i>Bugula</i>	<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	*	
				<i>Bugulina</i>		<i>Bugulina calathus</i> (Norman, 1868)			*		
				Bitectiporidae	<i>Schizomavella</i>	<i>Schizomavella linearis</i> (Hassall, 1841)	*				
				-	-	Cheilostomatida 1	*	*	*		
						Cheilostomatida 2	*				
						Cheilostomatida 3		*	*		
						Cheilostomatida 4		*	*		
				Schizoporellidae	<i>Schizoporella</i>	<i>Schizoporella dunkeri</i> (Reuss, 1848)	*	*	*		
					<i>Schizobrachiella</i>	<i>Schizobrachiella sanguinea</i> (Norman, 1868)		*	*		
				-	-	-	-	Bryozoa 1	*		*
								Bryozoa 2	*		
	Bryozoa 3	*									
	Bryozoa 4	*									
	Bryozoa 5	*	*					*			
	Bryozoa 6	*									
	Annelida	Polychaeta	Sabellida	Serpulidae	<i>Spirorbis</i>	<i>Spirorbis spirorbis</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	*		
					<i>Spirobranchus</i>	<i>Spirobranchus lamarcki</i> (Quatrefages, 1866)	*	*	*		

				-	-	Sabellida 1	*	*	*
	Cnidaria	Hydrozoa	Leptothecata	Campanulariidae	-	Campanulariidae 1	*	*	
		-	-	-	-	Cnidaria 1	*	*	*
	Mollusca	Bivalvia	Ostreida	Ostreidae	<i>Magallana</i>	<i>Magallana gigas</i> (Thunberg, 1793)	*	*	*
			Mytilida	Mytilidae	-	Mytilidae 1	*	*	*
			-	-	-	Bivalvia 1	*	*	
			-	-	-	Bivalvia 2	*	*	
			-	-	-	Bivalvia 3	*	*	
			-	-	-	Bivalvia 4	*	*	
			-	-	-	Bivalvia 5			*
	Arthropoda	Thecostraca	Cirripedia	-	-	Cirripedia 1	*		
						Cirripedia 2		*	
	Chordata	Ascidiacea	Aplousobranchia	Clavelinidae	-	Clavelinidae 1	*	*	
						Clavelinidae 2	*		
						Clavelinidae 3	*		
						Clavelinidae 4	*	*	
			Didemnidae	<i>Diplosoma</i>	<i>Diplosoma spongiforme</i> (Giard, 1872)	*		*	
					Diplosoma sp. 1	*	*	*	
					Diplosoma sp. 2		*	*	
			Stolidobranchia	Styelidae	<i>Styela</i>	<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)		*	*
						<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)		*	*
					<i>Botryllus</i>	<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)		*	
						Botryllus sp.1		*	*
	Botryllus sp.2						*		
	Botryllus sp.3		*						

			Phlebobranchia	Cionidae	<i>Ciona</i>	<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)			*
						<i>Ciona robusta</i> (Hoshino i Tokioka, 1967)	*	*	*
			-	-	-	Ascidiacea 1			*
Plantae	Chlorophyta	-	-	-	-	Chlorophyta 1	*	*	
						Chlorophyta 2	*		
	Rhodophyta	-	-	-	-	Rhodophyta 1	*		
						Rhodophyta 2			*

3.3. Sastav zajednica

Svojom brojnošću kroz sva tri uzorkovanja su se isticale vrste *Spirobis spirobis*, vrsta označena kao Sabellida 1, vrsta označena kao Cupulariidae 1 te *Schizoporella dunkeri*. Pri drugom uzorkovanju, u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću zabilježena je povećana kolonizacija vrste označene kao *Diplosoma* sp. 1. Vrsta označena kao Cheilostomatida 1 kolonizirala je kolektore u početku eksperimenta, dok je njena brojnost pri drugom i trećem uzorkovanju znatno pala. U trećem uzorkovanju zabilježena je povećana brojnost vrste *Bugula neritina* u odnosu na prva dva uzorkovanja (Graf 4.3.1.).



Graf 4.3.1. Prosječna brojčana zastupljenost najbrojnijih vrsta pri sva tri uzorkovanja na oba svjetlosna režima

3.3.1. Sastav zajednica u cjelokupnom razdoblju istraživanja

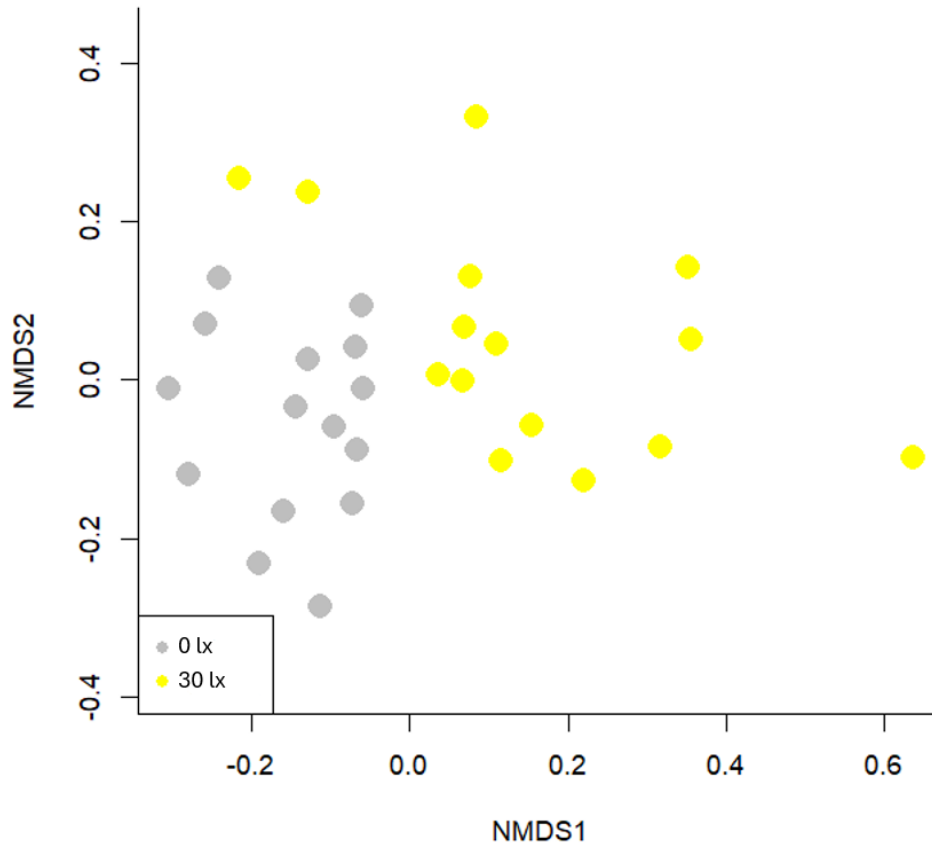
PERMANOVA analizom ponovljenih mjerenja utvrđeno je da su u cjelokupnom razdoblju istraživanja statistički značajan učinak na sastav zajednica imali redni broj uzorkovanja i svjetlosni režim. Interakcija rednog broja uzorkovanja i svjetlosnog režima bila je statistički značajna (Tablica 4.3.1.1.).

Tablica 4.3.1.1. Rezultati PERMANOVA analize ponovljenih mjerenja sastava zajednica u cjelokupnom razdoblju istraživanja

	Stupnjevi slobode	Suma kvadrata	R ²	F	p
Redni broj uzorkovanja	1	1,9898	0,30425	43,5356	0,002
Svjetlosni režim	1	0,4322	0,06609	9,4572	0,002
Redni broj uzorkovanja : Svjetlosni režim	1	0,1874	0,02866	4,1007	0,010
Residuali	86	3,9307	0,60101		
Ukupno	89	6,5401	1,00000		

3.3.2. Prvo uzorkovanje

Pri prvom uzorkovanju, sastav zajednica koje su noću bile osvjetljene i zajednica koje su noću bile u mraku bio je statistički značajno različit, ali uz određeno preklapanje (ANOSIM, $R = 0,3826$, $p=0,001$) (Graf 4.3.2.1.).



Graf 4.3.2.1. Prikaz sličnosti zajednica koje su noću bile osvjetljene i zajednica koje su noću bile u mraku pri prvom uzorkovanju (MDS vrijednost stresa iznosila je 0,20)

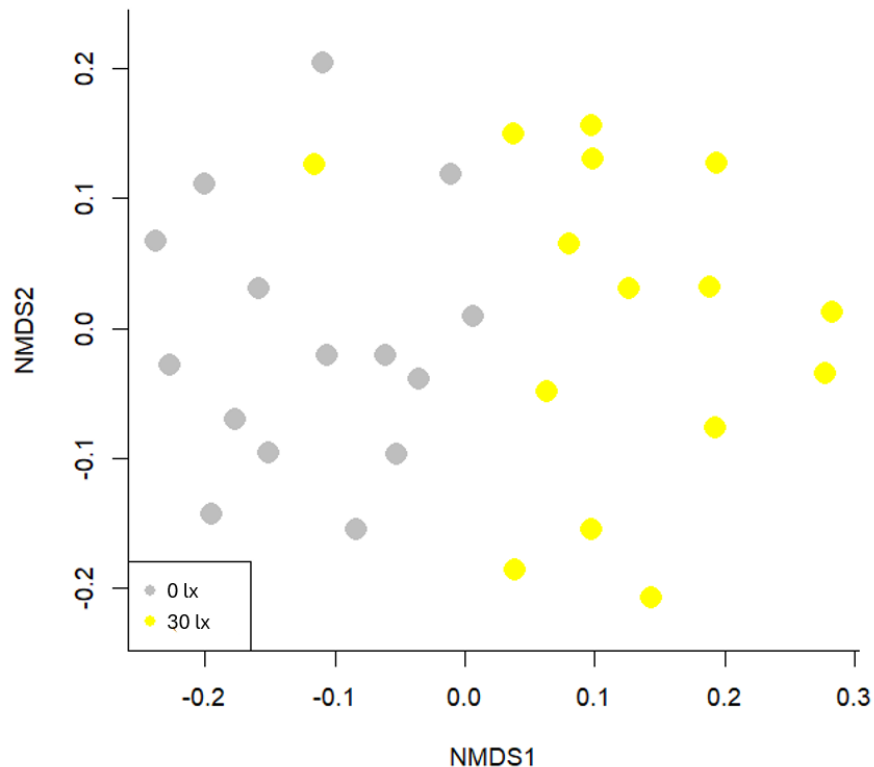
Vrsta označena kao Cheilostomatida 1 pridonjela je različitosti zajednica držanih na dva različita svjetlosna režima s 14,80%, *Schizoporella dunkeri* s 8,10%, *Magallana gigas* s 5,31%, Cupulariidae 1 sa 7,20% te *Savignyella lafontii* sa 7% (Tablica 4.3.2.1.).

Tablica 4.3.2.1. Pet vrsta identificiranih SIMPER analizom koje su najviše pridonijele različitosti zajednica držanih na dva različita svjetlosna režima pri prvom uzorkovanju

	Prosjek	Standardna devijacija	Omjer	ava	avb	Kumulativni zbroj
Cheilostomatida 1	0,048730	0,023877	2,041000	0,314000	2,237000	0,148
<i>Schizoporella dunkeri</i>	0,026730	0,018724	1,427700	3,625000	3,811000	0,229
<i>Magallana gigas</i>	0,024140	0,016902	1,428300	0,733000	1,539000	0,302
Cupulariidae 1	0,024030	0,018514	1,297800	1,658000	1,890000	0,374
<i>Savignyella lafontii</i>	0,022990	0,017851	1,287800	1,020000	1,924000	0,444

3.3.3. Drugo uzorkovanje

Pri drugom uzorkovanju, sastav zajednica koje su noću bile osvjetljene i zajednica koje su noću bile u mraku bio je statistički značajno različit, ali uz određeno preklapanje (ANOSIM, $R=0,56$, $p=0,001$) (Graf 4.3.1.).



Graf 4.3.1. Prikaz sličnosti zajednica koje su noću bile osvjetljene i zajednica koje su noću bile u mraku pri drugom uzorkovanju (MDS vrijednost stresa iznosila je 0,21)

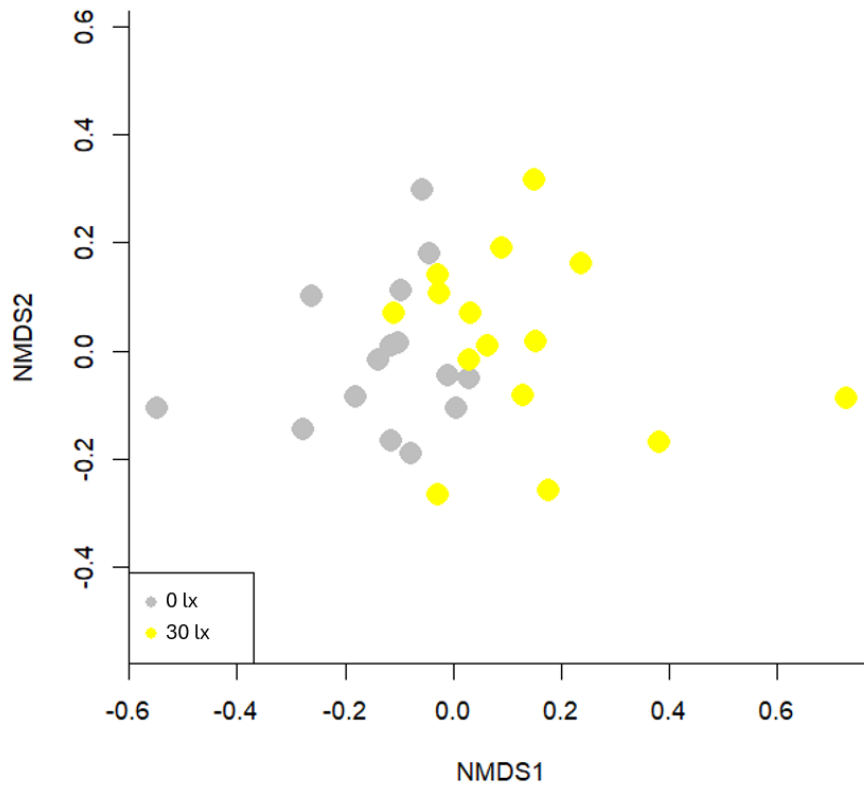
Vrsta označena kao *Diplosoma* sp. 1 pridonijela je različitosti zajednica držanih na dva različita svjetlosna režima s 14%, *Savignyella lafontii* s 8%, Cheilostomatida 2 s 8%, Sabelida 1 sa 7% te Chlorophyta 1 sa 7% (Tablica 4.3.1.).

Tablica 4.3.1. Pet vrsta identificiranih SIMPER analizom koje su najviše pridonijele različitosti zajednica držanih na dva različita svjetlosna režima pri drugom uzorkovanju

	Prosjek	Standardna devijacija	Omjer	ava	avb	Kumulativni zbroj
<i>Diplosoma</i> sp. 1	0,03887	0,03372	1,15270	0,49400	2,66500	0,14
<i>Savignyella lafontii</i>	0,02538	0,01557	1,63030	0,81000	2,38600	0,22
Cheilostomatida 2	0,02307	0,01402	1,64620	0,79000	2,20800	0,30
Sabellida 1	0,01987	0,01588	1,25150	4,57100	5,15300	0,37
Chlorophyta 1	0,01888	0,01574	1,19920	0,00000	1,18800	0,44

3.3.4. Treće uzorkovanje

Pri trećem uzorkovanju, sastav zajednica koje su noću bile osvjetljene i zajednica koje su noću bile u mraku nije bio statistički značajno različit (ANOSIM, $R=0,17$, $p=0,001$) (Graf 4.3.4.1.).

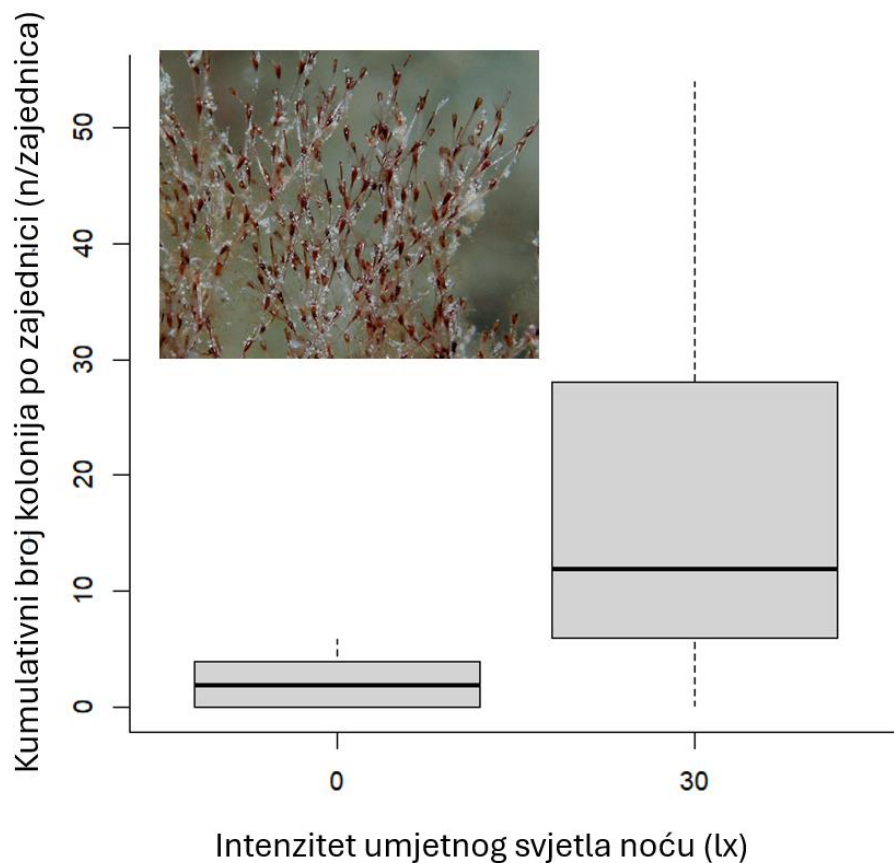


Graf 4.3.4.1. Prikaz sličnosti zajednica koje su noću bile osvjetljene i zajednica koje su noću bile u mraku pri trećem uzorkovanju (MDS vrijednost stresa iznosila je 0,19)

3.4. Brojnost vrsta s najvećim utjecajem na razlike u zajednicama

3.4.1. *Savignyella lafontii*

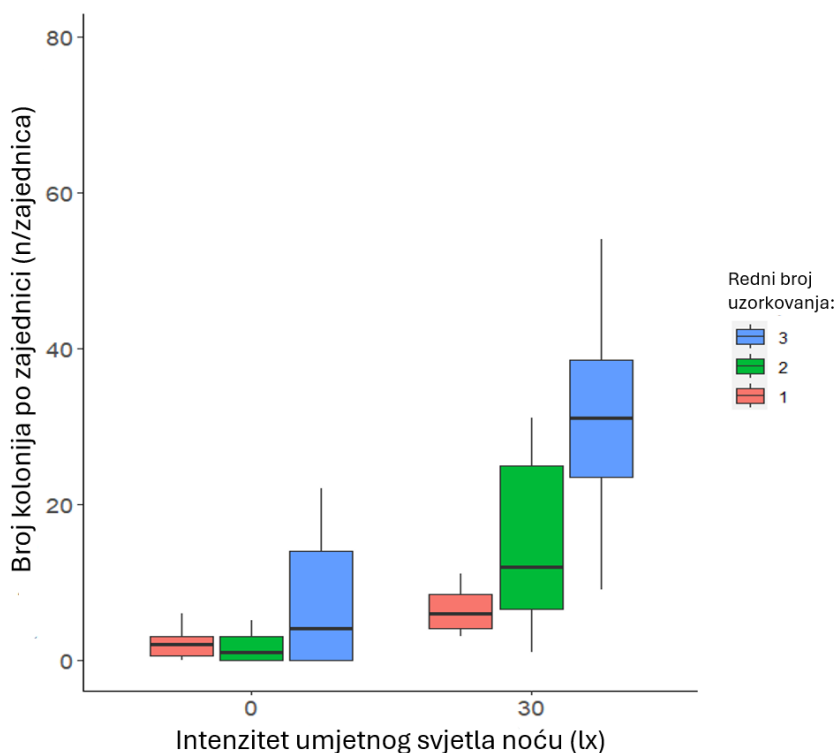
Medijan kumulativnog broja kolonija vrste *Savignyella lafontii* u sva tri uzorkovanja zajedno u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 2 s interkvartilnim rasponom od 5 kolonija po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene svjetlu noću, medijan kumulativnog broja kolonija ove vrste u sva tri uzorkovanja zajedno je iznosio 12 s interkvartilnim rasponom od 23 kolonije po zajednici (Graf 4.4.1.1.). Wilcoxon *signed-rank* testom je utvrđeno da je razlika statistički značajna ($W=309$, $p=1,214e-08$).



Graf 4.4.1.1. Kumulativni broj kolonija vrste *Savignyella lafontii* u zajednicama na dva različita svjetlosna režima u sva tri uzorkovanja zajedno

Pri prvom uzorkovanju, medijan broja kolonija vrste *S. lafontii* u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 2 s interkvartilnim rasponom od 3 kolonije po zajednici. U zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću medijan broja kolonija je pri prvom uzorkovanju iznosio 6 s interkvartilnim rasponom od 5 kolonija po zajednici. Pri drugom

uzorkovanju, medijan broja kolonija u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu iznosio je 1 s interkvartilnim rasponom od 3 kolonije po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan broja kolonija pri drugom uzorkovanju je iznosio 6 s interkvartilnim rasponom od 20 kolonija po zajednici. Pri trećem uzorkovanju, medijan broja kolonija u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 4 s interkvartilnim rasponom od 14 kolonija po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan broja kolonija pri trećem uzorkovanju iznosio je 31 s interkvartilnim rasponom od 20 kolonija po zajednici (Graf 4.4.1.2.).



Graf 4.4.1.2. Broj kolonija vrste *Savignyella lafontii* u zajednicama na dva različita svjetlosna režima pri sva tri uzorkovanja zasebno

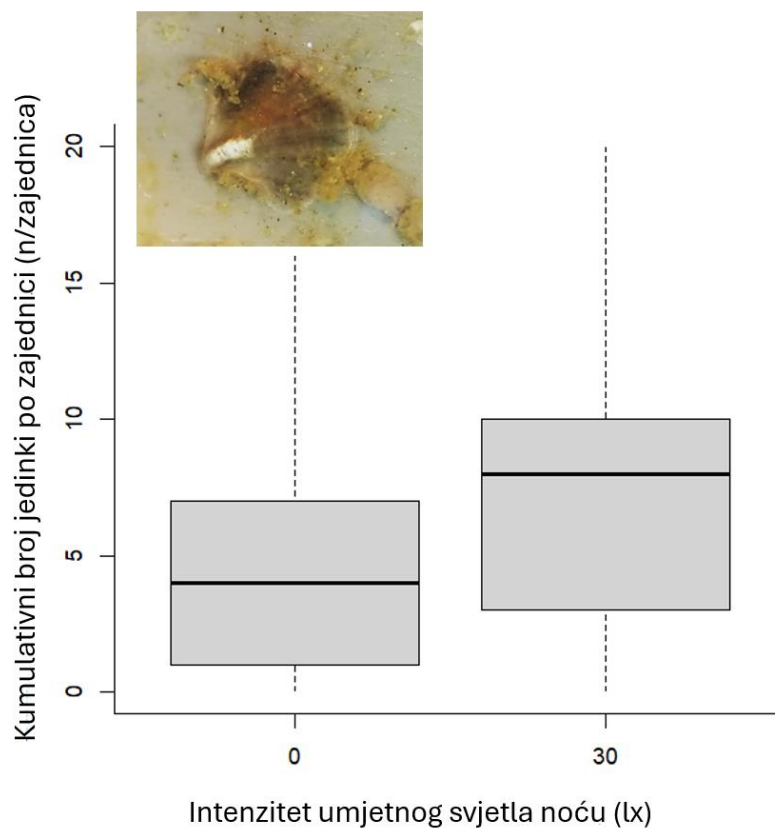
ANOVA testom ponovljenih mjerenja (negativni binomialni GLMM) utvrđeno je da su svjetlosni režim i redni broj uzorkovanja statistički značajno utjecali na broj kolonija vrste *S. lafontii* u zajednicama. Interakcija svjetlosnog režima i rednog broja uzorkovanja bila je marginalno statistički značajna (Tablica 4.4.1.1.).

Tablica 4.4.1.1. Rezultati ANOVA testa ponovljenih mjerenja (negativni binomialni GLMM) za brojnost jedinki vrste *Savignyella lafontii* u zajednicama držanim na dva različita svjetlosna režima

	Hi - kvadrat	Stupnjevi slobode	p
Svjetlosni režim	35,6289	1	2,387e-09
Redni broj uzorkovanja	37,5561	2	6,995e-09
Svjetlosni režim : Redni broj uzorkovanja	55,6746	2	0,05858

3.4.2. *Magallana gigas*

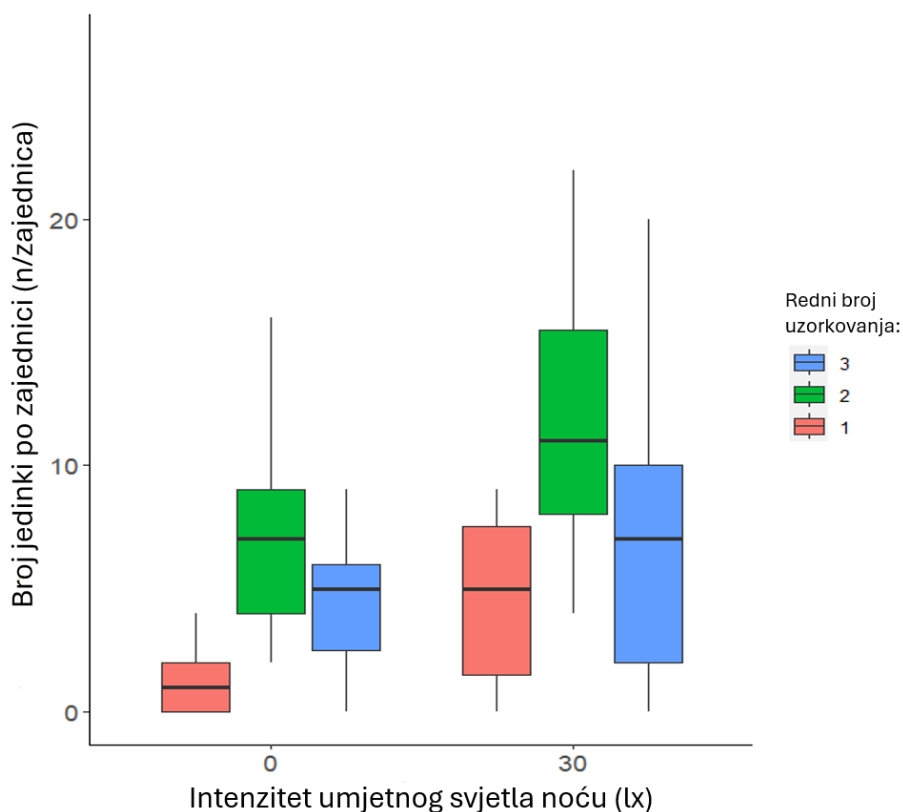
Medijan kumulativnog broja jedinki vrste *Magallana gigas* u sva tri uzorkovanja zajedno u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 4 s interkvartilnim rasponom od 3 jedinke po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan kumulativnog broja jedinki u sva tri uzorkovanja zajedno je iznosio 8 s interkvartilnim rasponom od 7 jedinki po zajednici (Graf 4.4.2.1.). Wilcoxon *signed-rank* testom je utvrđeno da je razlika statistički značajna ($W = 653,5$, $p=0,004$).



Graf 4.4.2.1. Kumulativni broj jedinki vrste *Magallana gigas* u zajednicama na dva različita svjetlosna režima u sva tri uzorkovanja zajedno

Pri prvom uzorkovanju, medijan broja jedinki vrste *M. gigas* u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 1 s interkvartilnim rasponom od 2 jedinke po zajednici. U zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću medijan broja jedinki je pri prvom uzorkovanju iznosio 5 s interkvartilnim rasponom od 7 jedinki po zajednici. Pri drugom uzorkovanju, medijan broja jedinki u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu iznosio je 7 s interkvartilnim

rasponom od 5 jedinke po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan broja jedinki pri drugom uzorkovanju je iznosio 11 s interkvartilnim rasponom od 9 jedinki po zajednici. Pri trećem uzorkovanju, medijan broja jedinki u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 5 s interkvartilnim rasponom od 5 jedinki po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan broja jedinki pri trećem uzorkovanju iznosio je 7 s interkvartilnim rasponom od 9 jedinki po zajednici (Graf 4.4.2.2.).



Graf 4.4.2.2. Broj jedinki vrste *Magallana gigas* u zajednicama na dva različita svjetlosna režima pri sva tri uzorkovanja zasebno

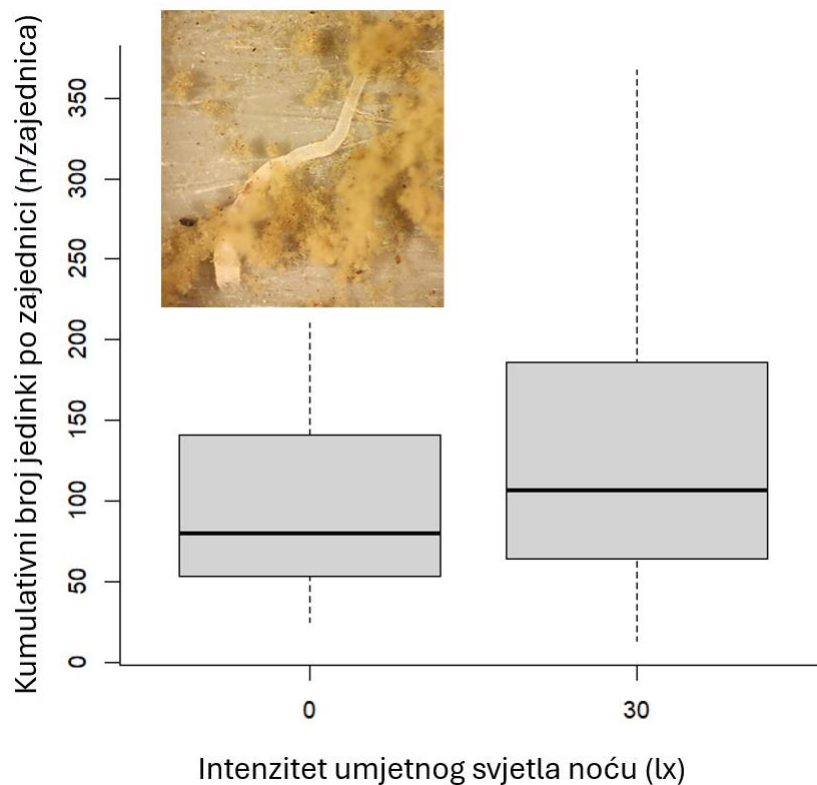
ANOVA testom ponovljenih mjerenja (negativni binomialni GLMM) utvrđeno je da su svjetlosni režim i redni broj uzorkovanja statistički značajno utjecali na broj jedinki vrste *M. gigas* u zajednicama. Interakcija svjetlosnog režima i rednog broja uzorkovanja bila je statistički značajna (Tablica 4.4.2.1.).

Tablica 4.4.2.1. Rezultati ANOVA testa ponovljenih mjerenja (negativni binomialni GLMM) za brojnost jedinki vrste *Magallana gigas* u zajednicama držanim na dva različita svjetlosna režima

	Hi – kvadrat	Stupnjevi slobode	p
Svjetlosni režim	16,8813	1	3,979e-05
Redni broj uzorkovanja	32,5949	2	8,358e-08
Svjetlosni režim : Redni broj uzorkovanja	7,1581	2	0,0279

3.4.3. Sabellida 1

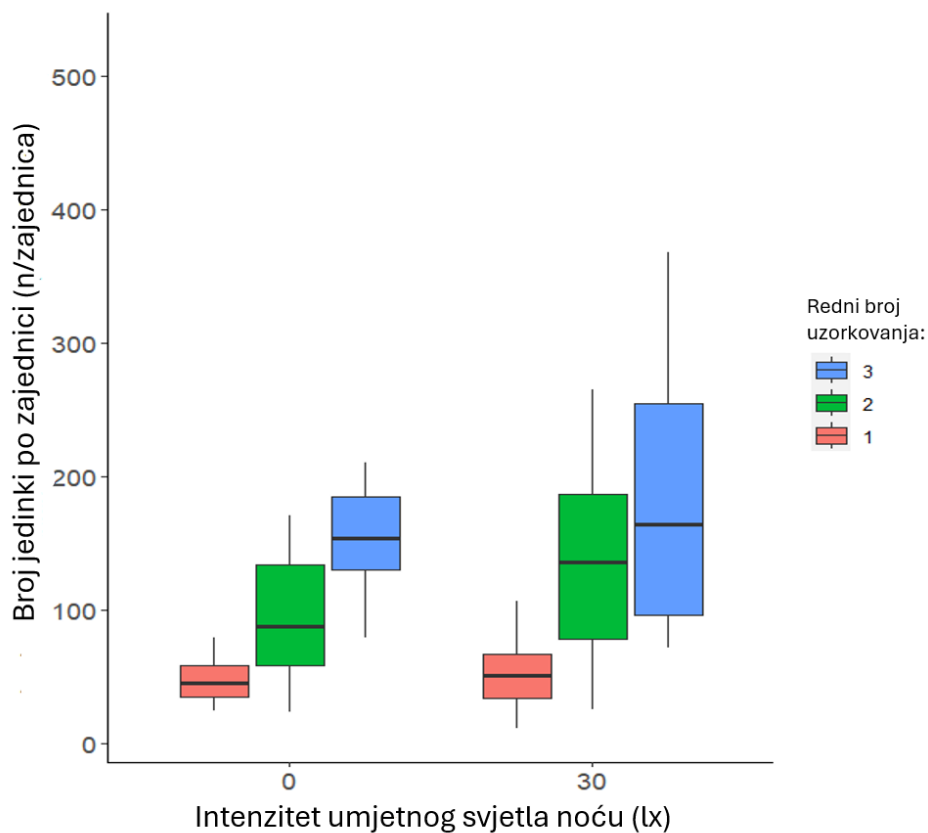
Medijan kumulativnog broja jedinki vrste označene kao Sabellida 1 u sva tri uzorkovanja zajedno u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 80 s interkvartilnim rasponom od 89. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan kumulativnog broja jedinki u sva tri uzorkovanja zajedno je iznosio 107 s interkvartilnim rasponom od 126 (Graf 4.4.3.1.). Wilcoxon *signed-rank* testom je utvrđeno da razlika nije statistički značajna ($W = 886.5$, $p=0.3111$).



Graf 4.4.3.1. Kumulativni broj jedinki vrste označene kao Sabellida 1 u zajednicama na dva različita svjetlosna režima u sva tri uzorkovanja zajedno

Pri prvom uzorkovanju, medijan broja jedinki vrste označene kao Sabellida 1 u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 46 s interkvartilnim rasponom od 34 jedinke po zajednici. U zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću medijan broja jedinki je pri prvom uzorkovanju iznosio 51 s interkvartilnim rasponom od 36 jedinki po zajednici. Pri drugom uzorkovanju, medijan broja jedinki u zajednicama koje nisu bile izložene

umjetnom svjetlu iznosio je 88 s interkvartilnim rasponom od 77 jedinke po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan broja jedinki pri drugom uzorkovanju je iznosio 136 s interkvartilnim rasponom od 110 jedinki po zajednici. Pri trećem uzorkovanju, medijan broja jedinki u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 5 s interkvartilnim rasponom od 5 jedinki po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan broja jedinki pri trećem uzorkovanju iznosio je 164 s interkvartilnim rasponom od 176 jedinki po zajednici (Graf 4.4.3.2.).



Graf 4.4.3.2. Broj jedinki vrste označene kao Sabellida 1 u zajednicama na dva različita svjetlosna režima pri sva tri uzorkovanja

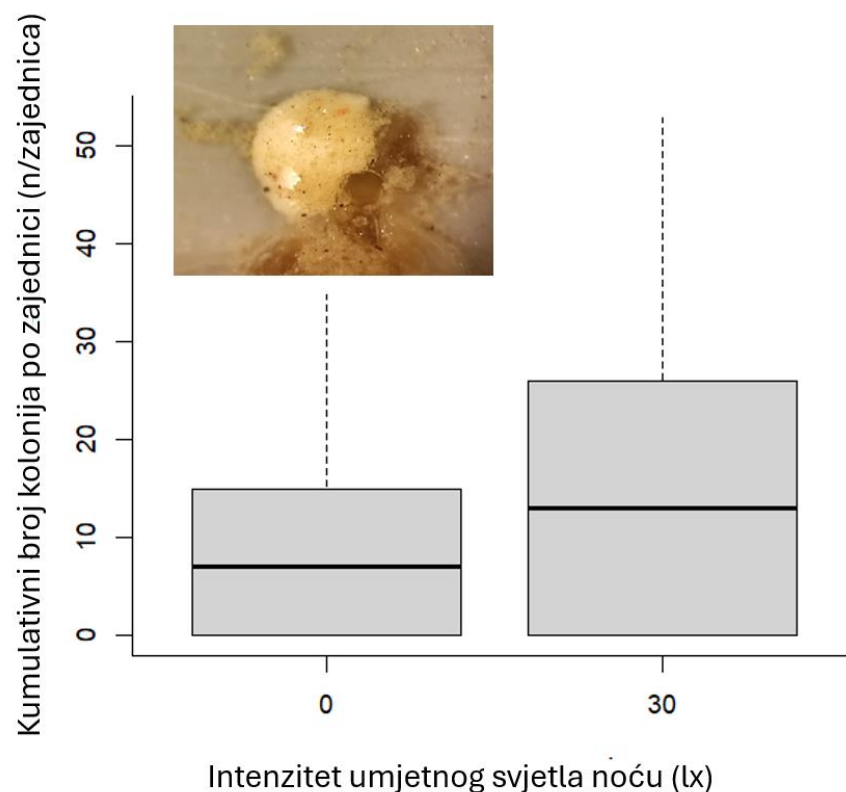
ANOVA testom ponovljenih mjerenja (negativni binomialni GLMM) utvrđeno je da svjetlosni režim nije statistički značajno utjecao, dok je redni broj uzorkovanja statistički značajno utjecao na broj jedinki vrste označene kao Sabellida 1 u zajednicama. Interakcija svjetlosnog režima i rednog broja uzorkovanja nije bila statistički značajna (Tablica 4.4.3.1.).

Tablica 4.4.3.1. Rezultati ANOVA testa ponovljenih mjerenja (negativni binomialni GLMM) za brojnost jedinki vrste označene kao Sabellida 1 u zajednicama držanim na dva različita svjetlosna režima

	Hi - kvadrat	Stupnjevi slobode	p
Svjetlosni režim	2,4206	1	0,1197
Redni broj uzorkovanja	104,6511	2	<2e-16
Svjetlosni režim : Redni broj uzorkovanja	1,4157	2	0,4927

3.4.4. Cupulariidae 1

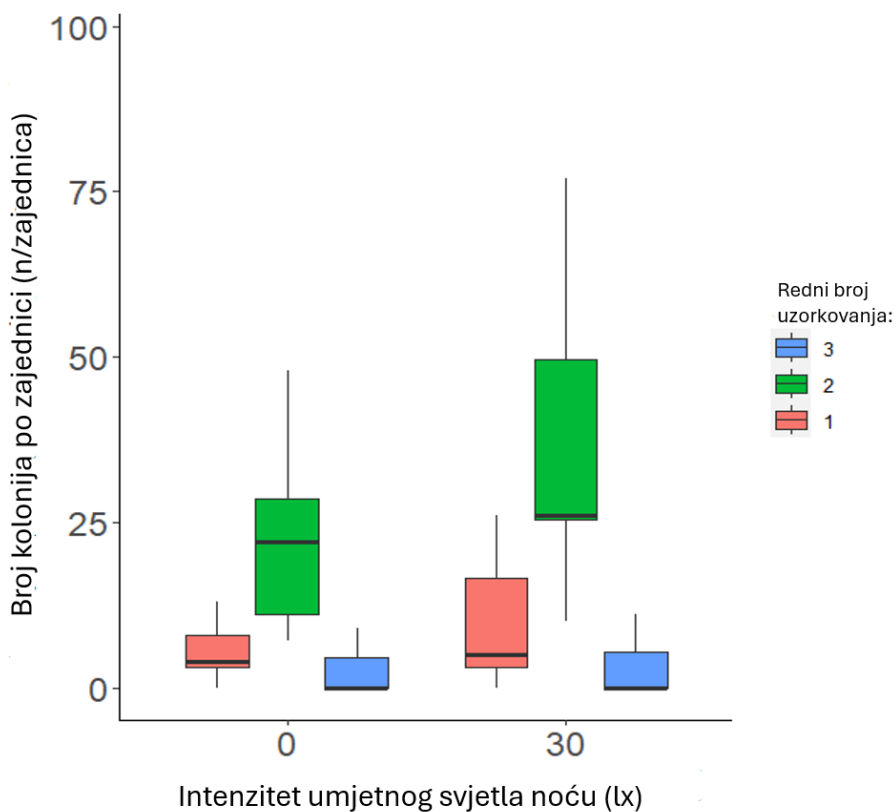
Medijan kumulativnog broja kolonija vrste označene kao Cupulariidae 1 u sva tri uzorkovanja zajedno u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 7 s interkvartilnim rasponom od 15 kolonija po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan kumulativnog broja kolonija u sva tri uzorkovanja zajedno je iznosio 13 s interkvartilnim rasponom od 26 (Graf 4.4.4.1.). Wilcoxon *signed-rank* testom je utvrđeno da razlika nije statistički značajna ($W=848$, $p=0.18$).



Graf 4.4.4.1. Broj kolonija vrste označene kao Cupulariidae 1 u zajednicama na dva različita svjetlosna režima u sva tri uzorkovanja zajedno

Pri prvom uzorkovanju, medijan broja kolonija vrste označene kao Cupulariidae 1 u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 4 s interkvartilnim rasponom od 6 kolonije po zajednici. U zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću medijan broja kolonija je pri prvom uzorkovanju iznosio 5 s interkvartilnim rasponom od 15 kolonija po zajednici. Pri drugom uzorkovanju, medijan broja kolonija u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu iznosio je 22 s interkvartilnim rasponom od 20 kolonije po zajednici. U zajednicama koje

su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan broja kolonija pri drugom uzorkovanju je iznosio 26 s interkvartilnim rasponom od 27 kolonija po zajednici. Pri trećem uzorkovanju, medijan broja kolonija u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 0 s interkvartilnim rasponom od 9 kolonija po zajednici. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan broja kolonija pri trećem uzorkovanju iznosio je 0 s interkvartilnim rasponom od 10 kolonija po zajednici (Graf 4.4.4.2.).



Graf 4.4.4.2. Broj kolonija vrste označene kao Cupulariidae 1 u zajednicama na dva različita svjetlosna režima pri sva tri uzorkovanja

ANOVA testom ponovljenih mjerenja (negativni binomialni GLMM) utvrđeno je da su svjetlosni režim i redni broj uzorkovanja statistički značajno utjecali na broj jedinki vrste označene kao Cupulariidae 1 u zajednicama. Interakcija svjetlosnog režima i rednog broja uzorkovanja bila je statistički značajna (Tablica 4.4.4.1.).

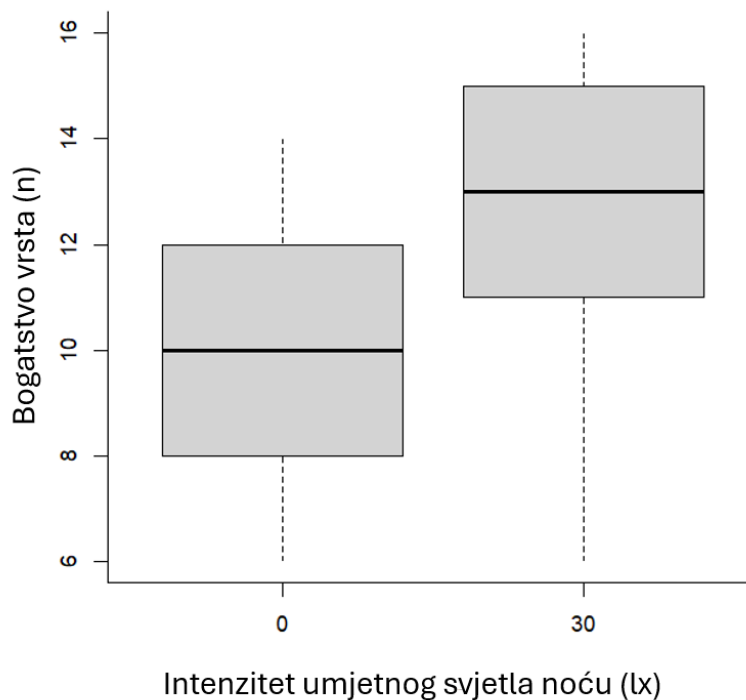
Tablica 4.4.4.1. Rezultati ANOVA testa ponovljenih mjerenja (negativni binomialni GLMM) za brojnost jedinki vrste označene kao Cupulariidae 1 u zajednicama držanim na dva različita svjetlosna režima

	Hi - kvadrat	Stupnjevi slobode	p
Svjetlosni režim	8,9778	1	0,002733
Redni broj uzorkovanja	586,7853	2	< 2.2e-16
Svjetlosni režim : Redni broj uzorkovanja	7,0242	2	0,029834

3.5. Indeksi bioraznolikosti

3.5.1. Bogatstvo vrsta

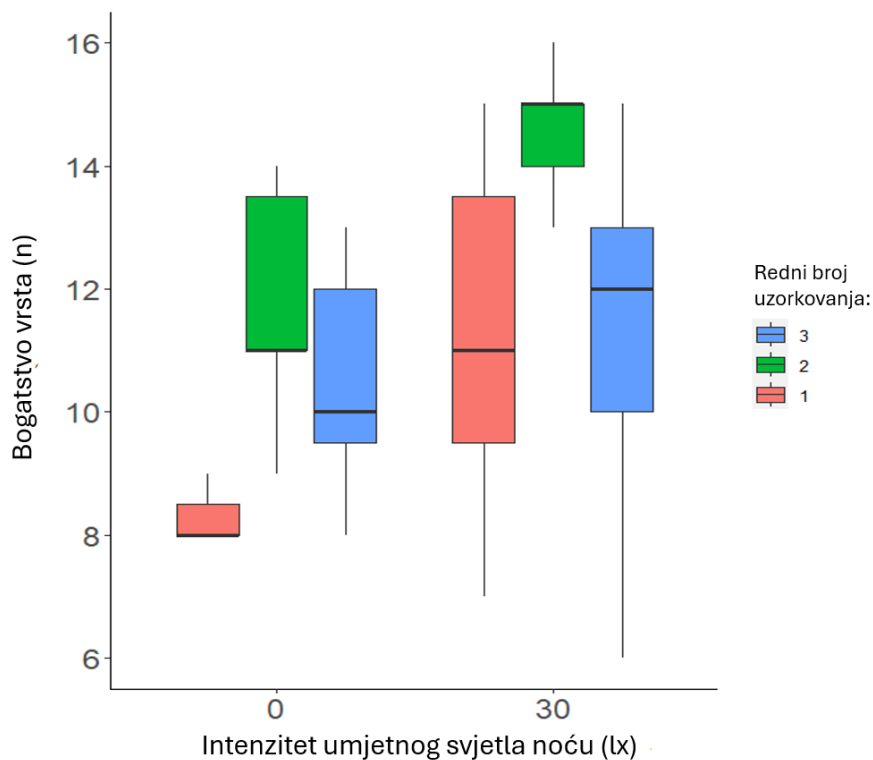
U cjelokupnom razdoblju istraživanja zabilježene su ukupno 54 vrste, od čega je 35 vrsta zabilježeno u zajednicama koje noću nisu bile osvijetljene i 49 u zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću. Medijan indeksa bogatstva vrsta u sva tri uzorkovanja zajedno u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 10 s interkvartilnim rasponom od 4. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću medijan kumulativnog indeksa bogatstva vrsta u sva tri uzorkovanja zajedno iznosio je 13 s interkvartilnim rasponom od 4 (Graf 4.5.1.1.). T – testom je utvrđeno da je razlika statistički značajna ($t=-4,67$, $p=1,084e-05$).



Graf 4.5.1.1. Bogatstvo vrsta beskralježnjaka i algi u zajednicama na dva različita svjetlosna režima u sva tri uzorkovanja zajedno

Pri prvom uzorkovanju zabilježeno je ukupno 36 vrsta, od čega su 24 vrste zabilježene u zajednicama koje noću nisu bile osvijetljene i 31 vrsta u zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću. Medijan indeksa bogatstva vrsta u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću je iznosio 8 s interkvartilnim rasponom od 1. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan indeksa bogatstva vrsta pri prvom uzorkovanju je iznosio

11 s interkvartilnim rasponom od 5. Pri drugom uzorkovanju zabilježene su ukupno 34 vrste, od čega su 24 zabilježene u zajednicama koje noću nisu bile osvijetljene i 33 u zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću. Medijan indeksa bogatstva vrsta u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću pri drugom uzorkovanju iznosio je 11 s interkvartilnim rasponom od 3. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan indeksa bogatstva vrsta je iznosio 15 s interkvartilnim rasponom od 1. Pri trećem uzorkovanju zabilježeno je ukupno 30 vrsta, od čega su 22 vrste zabilježene u zajednicama koje noću nisu bile osvijetljene i 27 vrsta u zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću. Medijan indeksa bogatstva vrsta u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću pri trećem uzorkovanju je iznosio 10 s interkvartilnim rasponom od 3. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan indeksa bogatstva vrsta pri trećem uzorkovanju je iznosio 12 s interkvartilnim rasponom od 3 (Graf 4.5.1.2.).



Graf 4.5.1.2. Bogatstvo vrsta beskralježnjaka i algi u zajednicama na dva različita svjetlosna režima pri prvom, drugom i trećem uzorkovanju

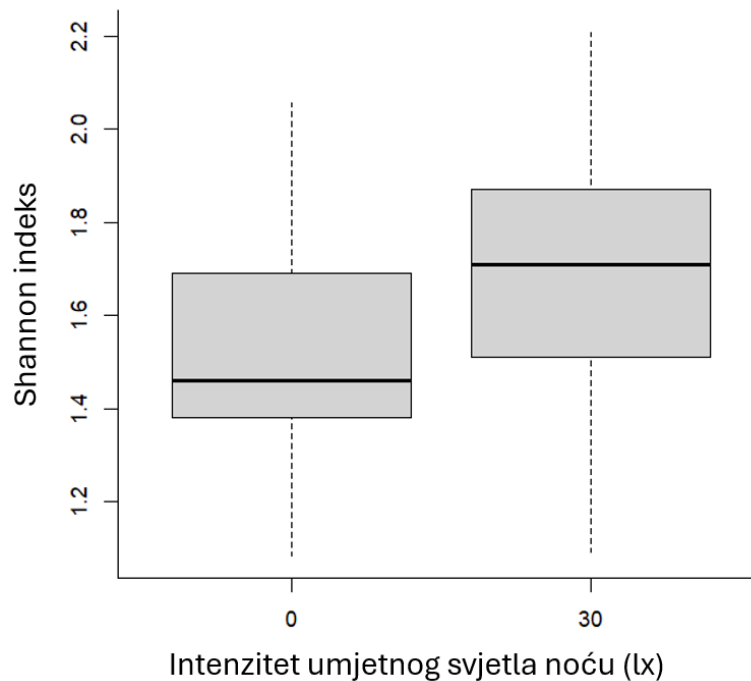
ANOVA testom ponovljenih mjerenja (*quasipoisson* GLMM) utvrđeno je da su svjetlosni režim i redni broj uzorkovanja statistički značajno utjecali na indeks bogatstva vrsta. Interakcija svjetlosnog režima i rednog broja uzorkovanja bila je statistički značajna (Tablica 4.5.1.1.).

Tablica 4.5.1.1. Rezultati ANOVA testa ponovljenih mjerenja (*quasipoisson* GLMM) za indeks bogatstva vrsta beskralježnjaka i algi u zajednicama držanim na dva svjetlosna režima

	Stupnjevi slobode	Stupnjevi slobode nazivnika	F	p
(sjecište s ordinatom)	1	56	3538,531	<0,0001
Svjetlosni režim	1	28	37,223	<0,0001
Redni broj uzorkovanja	2	56	29,776	<0,0001
Svjetlosni režim : Redni broj uzorkovanja	2	56	3,400	0,0404

3.5.2. Shannon indeks

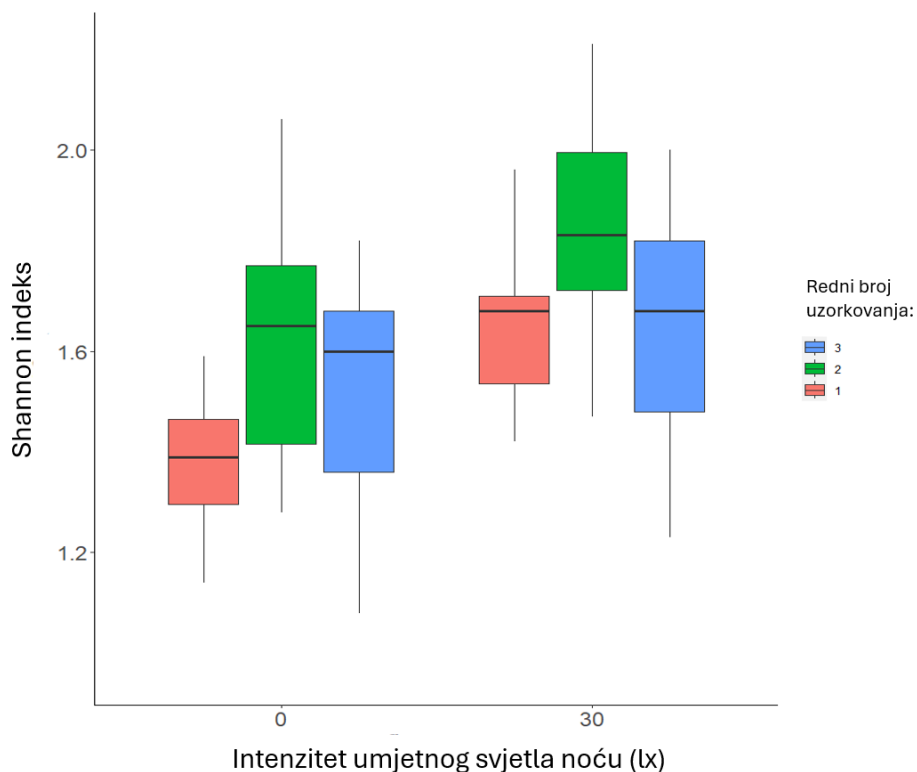
Medijan Shannon indeksa u sva tri uzorkovanja zajedno u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 1,46 s interkvartilnim rasponom od 0,34. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan Shannon indeksa je iznosio 1,71 s interkvartilnim rasponom od 0,38 (Graf 4.5.2.1.). T – testom je utvrđeno da su razlike statistički značajne ($t = -3,39$, $p = 0,001$).



Graf 4.5.2.1. Shannon indeks bioraznolikosti beskraljeznjaka i algi u zajednicama držanim na dva različita svjetlosna režima u sva tri uzorkovanja zajedno

Pri prvom uzorkovanju, medijan Shannon indeksa u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću je iznosio 1,39 s interkvartilnim rasponom od 0,20. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, pri prvom uzorkovanju medijan Shannon indeksa je iznosio 1,68 s interkvartilnim rasponom od 0,21. Pri drugom uzorkovanju, medijan Shannon indeksa je u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću je iznosio 1,65 interkvartilnim rasponom od 0,37. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan Shannon indeksa pri drugom uzorkovanju iznosio je 1,83 s interkvartilnim rasponom od 0,30. Pri trećem uzorkovanju, medijan Shannon indeksa u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu

noću je iznosio 1,60 s interkvartilnim rasponom od 0,36. U zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću, pri trećem uzorkovanju medijan Shannon indeksa je iznosio 1,68 s interkvartilnim rasponom od 0,40 (Graf 4.5.2.2.).



Graf 4.5.2.2. Shannon indeks bioraznolikosti beskralježnjaka i algi u zajednicama na dva različita svjetlosna režima pri prvom, drugom i trećem uzorkovanju

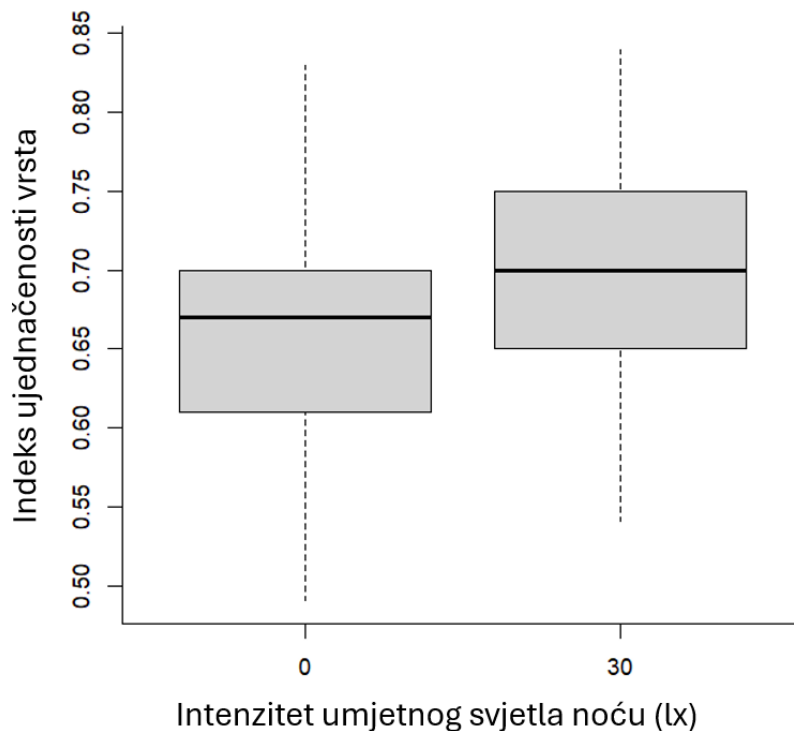
ANOVA testom ponovljenih mjerenja (*quasipoisson* GLMM) utvrđeno je da su svjetlosni režim i redni broj uzorkovanja statistički značajno utjecali na Shannon indeks. Interakcija svjetlosnog režima i rednog broja uzorkovanja nije bila statistički značajna (Tablica 4.5.2.1.).

Tablica 4.5.2.1. Rezultati ANOVA testa ponovljenih mjerenja (*quasipoisson* GLMM) za Shannon indeks bioraznolikosti beskralježnjaka i algi u zajednicama držanim na dva različita svjetlosna režima

	Stupnjevi slobode	Stupnjevi slobode nazivnika	F	p
(sjecište s ordinatom)	1	56	3970,623	<0,0001
Svjetlosni režim	1	28	12,653	0,0014
Redni broj uzorkovanja	2	56	6,040	0,0042
Svjetlosni režim : Redni broj zorkovanja	2	56	0,377	0,6876

3.5.3. Indeks ujednačenosti vrsta

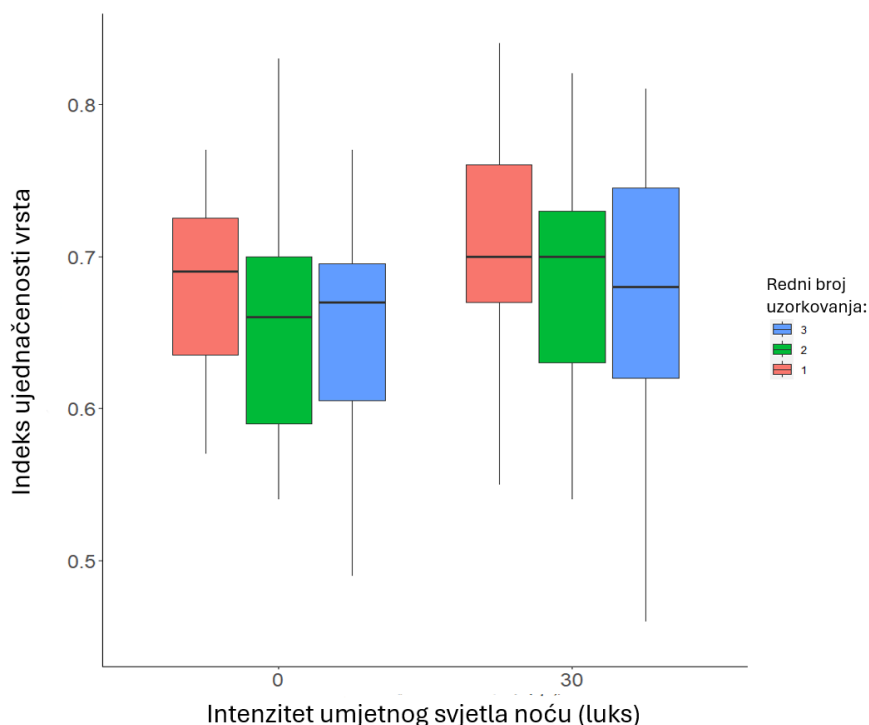
Medijan indeksa ujednačenosti vrsta u sva tri uzorkovanja zajedno u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 0,67 s interkvartilnim rasponom od 0,10. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan indeksa ujednačenosti vrsta u sva tri uzorkovanja zajedno iznosio je 0,70 s interkvartilnim rasponom od 0,11 (Graf 4.5.3.1.). T-testom je utvrđeno da razlike nisu statistički značajne ($t = -1,35$, $p = 0,18$).



Graf 4.5.3.1. Indeks ujednačenosti vrsta beskralježnjaka i algi u zajednicama držanim na dva različita svjetlosna režima u sva tri uzorkovanja zajedno

Pri prvom uzorkovanju, medijan indeksa ujednačenosti vrsta u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 0,69 s interkvartilnim rasponom od 0,12. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, pri prvom uzorkovanju interkvartilni raspon indeksa ujednačenosti vrsta iznosio je 0,70 s interkvartilnim rasponom od 0,10. Pri drugom uzorkovanju, medijan indeksa ujednačenosti vrsta u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 0,66 s interkvartilnim rasponom od 0,11. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan indeksa ujednačenosti vrsta pri drugom uzorkovanju iznosio je 0,70 s

interkvartilnim rasponom od 0,12. Pri trećem uzorkovanju, medijan indeksa ujednačenosti vrsta u zajednicama koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 0,67 s interkvartilnim rasponom od 0,10. U zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, medijan indeksa ujednačenosti vrsta pri trećem uzorkovanju iznosio je 0,68 s interkvartilnim rasponom od 0,16 (Graf 4.5.3.2.).



Graf 4.5.3.2. Indeks ujednačenosti vrsta beskralježnjaka i algi u zajednicama na dva različita svjetlosna režima pri prvom, drugom i trećem uzorkovanju

ANOVA testom ponovljenih mjerenja (*quasipoisson* GLMM) utvrđeno je da svjetlosni režim i redni broj uzorkovanja nisu statistički značajno utjecali na indeks ujednačenosti vrsta. Interakcija svjetlosnog režima i rednog broja uzorkovanja nije bila statistički značajna (Tablica 4.5.3.1.).

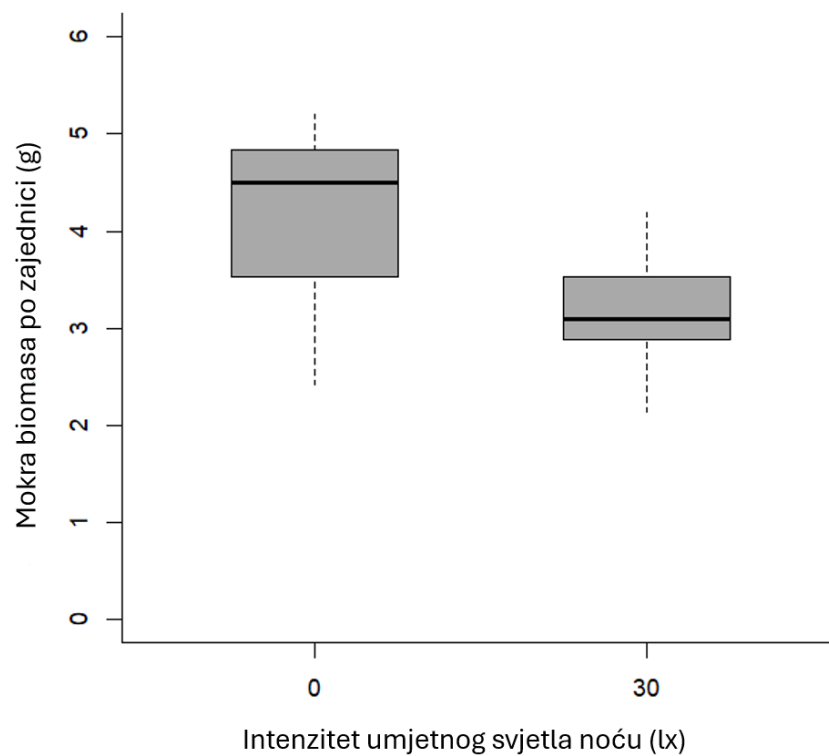
Tablica 4.5.3.1. Rezultati ANOVA testa ponovljenih mjerenja (*quasipoisson* GLMM) za indeks ujednačenosti vrsta beskralježnjaka i algi u zajednicama držanim na dva različita svjetlosna režima noću

	Stupnjevi slobode	Stupnjevi slobode nazivnika	F	p
(sjecište s ordinatom)	1	56	5288,732	<0,0001
Svjetlosni režim	1	28	1,683	0,2051
Redni broj uzorkovanja	2	56	1,188	0,3123
Svjetlosni režim : Redni broj uzorkovanja	2	56	0,044	0,9574

3.6. Mokra biomasa

3.6.1. Prvo uzorkovanje

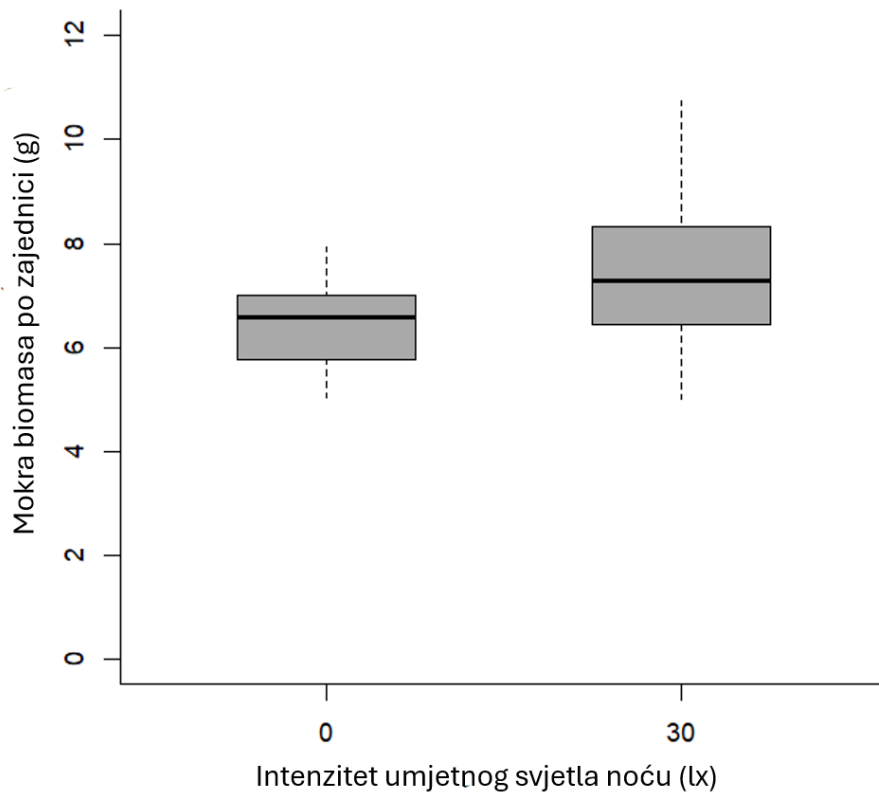
Medijan mokre biomase zajednica koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću pri prvom uzorkovanju iznosio je 4,5 g s interkvartilnim rasponom od 1,43 g. U zajednicama izloženim svjetlu, medijan mokre biomase je iznosio 3,1 g s interkvartilnim rasponom od 0,77 g (Graf 4.6.1.1.). T – testom je utvrđeno da je razlika u mokroj biomasi između dvije skupine bila statistički značajna ($t=3,74$, $p=0,0008$).



Graf 4.6.1.1. Mokra biomasa po kolektoru na dva različita svjetlosna režima izmjerena nakon prvog mjeseca eksperimenta

3.6.2. Drugo uzorkovanje

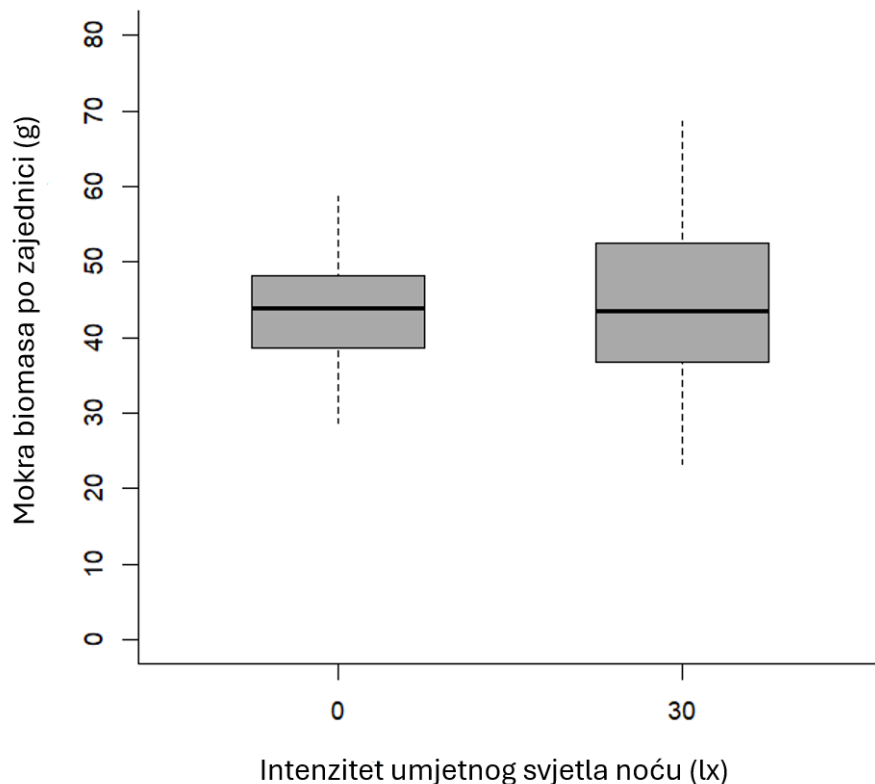
Medijan mokre biomase zajednica koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću pri drugom uzorkovanju iznosio je 6,58 g s interkvartilnim rasponom od 1,30 g. U zajednicama izloženim svjetlu, medijan mokre biomase je iznosio 7,29 g s interkvartilnim rasponom od 3,44 g (Graf 4.6.2.1.). Wilcoxon rank sum testom utvrđeno je da razlika u mokroj biomasi nije statistički značajna ($W=62$, $p=0,11$).



Slika 4.6.2.1. Mokra biomasa po kolektoru na dva različita svjetlosna režima izmjerena nakon drugog mjeseca eksperimenta

3.6.3. Treće uzorkovanje

Medijan mokre biomase zajednica koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću pri trećem uzorkovanju iznosio je 43,81 g s interkvartilnim rasponom od 10,46 g. U zajednicama izloženim svjetlu, medijan mokre biomase je iznosio 43,58 g s interkvartilnim rasponom od 16,63 g (Graf 4.6.3.1.). T – testom je utvrđeno da razlika u mokroj biomasi između dvije skupine nije bila statistički značajna ($t=-0,13$, $p=0,90$).



Slika 4.6.3.1. Mokra biomasa po kolektoru na dva različita svjetlosna režima izmjerena nakon trećeg mjeseca

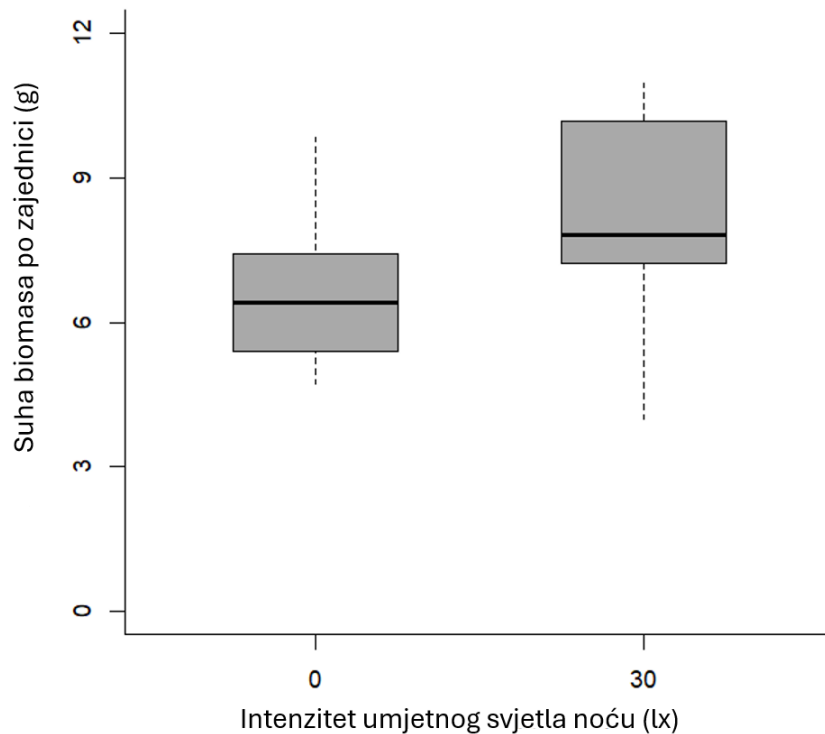
Iz obrade podataka su izbačena tri ekstrema iz zajednica izloženih umjetnom svjetlu noću s mokrom biomasom od 142,73, 271,73 i 356,77 g. Razlog nerazmjerno velike mase tih zajednica je intenzivna kolonizacija mješčičnica, posebno vrstama *Ciona robusta* i *Ciona intestinalis* (Slika 4.6.3.1.).



Slika 4.6.3.1. Kolektor iz skupine izložene umjetnom svjetlu noću prekriven mješčćnicama s najbrojnijim vrstama *Ciona robusta* i *Ciona intestinalis*

3.7. Suha biomasa

Medijan suhe biomase zajednica koje nisu bile izložene umjetnom svjetlu noću iznosio je 6,40 g s interkvartilnim rasponom od 2,48 g. U zajednicama izloženim svjetlu, medijan mokre biomase je iznosio 7,77 g s interkvartilnim rasponom od 3,09 (Graf 4.7.1.). Wilcoxon rank sum testom utvrđeno je da je razlika u suhoj biomasi u zajednicama na dva različita svjetlosna režima statistički značajna ($W=46,5$, $p=0,0065$).



Slika 4.7.1. Suha biomasa po kolektoru na dva različita svjetlosna režima izmjerena po završetku

4. Rasprava

U ovim istraživanju utvrđene su ukupno 54 različite vrste sesilnih organizama u lipnju, srpnju i kolovozu 2023. godine. Tijekom sva tri mjeseca istraživanja u promatranim zajednicama dominirali su životinjski organizmi. Zabilježene su svega četiri vrste makroalgi s izrazito niskom brojnošću. Interakcija algi i beskralježnjaka u kolonizaciji i kompeticiji za prostor slabo je istražena. Ukoliko su makroalge prvi kolonizatori, najčešće određuju daljnji razvoj zajednica beskralježnjaka (Bulleri i sur., 2002; Irving i sur., 2004; Clark i sur., 2011). Alge uobičajeno dominiraju na površinama koje su izložene suncu, dok sesilni beskralježnjaci dominiraju u zasjenjenim staništima (Baynes, 1999; Glasby, 1999; Terlizzi i sur., 2000; Irving i Connell, 2002; Pacheco i sur., 2010). S obzirom na to da je zabilježen prosječni dnevni intenzitet svjetlosti koji je dopirao do kolektora u sva tri mjeseca ovog istraživanja iznosio preko 7000 lx, izostanak makroalgi u većem broju vjerojatno je posljedica slabe brojnosti na okolnom području, orijentacije supstrata i/ili velike količine suspendiranih čestica u vodenom stupcu.

Svjetlost igra presudnu ulogu u navođenju pozitivno-fototaktičkih ličinki sesilnih organizama na odgovarajući supstrat, odbijanju negativno-fototaktičkih ličinki (Thorson, 1964; Mundy i Babcock, 1998) i poboljšanju post-ličinačkog preživljavanja (Davies i sur., 2015). Do sada je poznato da umjetno svjetlo noću ima značajan utjecaj na sastav zajednica beskralježnjaka u kopnenim ekosustavima (Davies i sur., 2012). U morskom okolišu utjecaj umjetnog svjetla noću na sastav zajednica sesilnih beskralježnjaka do sada su istražili samo Davies i sur. (2015) u Irskom moru. U spomenutom eksperimentu korišteni su kolektori od PVC-a, dimenzija 10x10 cm koji su postavljeni na dubinu od 20 cm i noću bili izloženi svjetlosti bijelih LED svjetiljki na dva različita intenziteta, 19 i 30 lx. Autori su utvrdili da je sastav zajednica sesilnih beskralježnjaka izloženih umjetnom svjetlu noću na oba intenziteta bio statistički značajno različit u odnosu na zajednice koje nisu bile izložene svjetlu. U ovom istraživanju korištena je slična metodologija kao u spomenutom radu. Međutim, korištena je žuta svjetlost intenziteta 30 lx, kolektori su bili dimenzija 15x15 cm i postavljeni na 1,5 m dubine. Uz navedeno, ovaj eksperiment se odvijao u toplijoj klimi i zajednice su promatrane do kasnijih stadija sukcesije. Pri prvna dva uzorkovanja, zabilježene su najveće statistički značajne razlike u sastavu zajednica na dva različita svjetlosna režima. Za to vrijeme do značajnijeg utjecaja kompeticije još nije došlo budući da je na kolektorima bilo mnogo slobodnog prostora. Vrste čije su ličinke u literaturi opisane kao pozitivno-fototaktičke (Kupriyanova i sur., 2001; Svane i Young, 1989) bile su brojnije u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću. To je vjerojatno posljedica konstantne prisutnosti svjetlosti, što im je omogućilo kolonizaciju za vrijeme noći, dok su zajednice u kontrolnoj skupini za to vrijeme bile u mraku. Iznimka su bili mahovnjaci reda Cheilostomatida. U literaturi se navodi da su njihove ličinke neposredno prije prihvaćanja za podlogu negativno-fototaktičke (Ryland, 1960; Ryland, 1974; Ryland, 1977; McKinney i McKinney, 1993). Također, McKinney i McKinney (2002) su eksperimentu provedenom u Centru za istraživanje mora u Rovinju ispitali preferencije u odabiru

podloge za prihvaćanje dvije vrste mahovnjaka. Zabilježili su statistički značajnu preferenciju ličinki vrste *Schizoporella errata* za zasjenjena staništa. U ovom istraživanju, sve prisutne vrste reda Cheilostomatida su bile brojnije u zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću ili se njihova brojnost u zajednicama na dva različita svjetlosna režima nije statistički značajno razlikovala. Osjetljivost ličinki mahovnjaka na različite spektre i intenzitete svjetlosti nije istražena. S obzirom da je izmjereni intenzitet svjetlosti koji je dopirao do kolektora noću bio izrazito mali, moguće je pretpostaviti da nije bio dovoljan da izazove fiziološki odgovor ličinki nekih vrsta. Organizmi koji čine primarni biofilm znatno su osjetljiviji na niske intenzitete svjetlosti u odnosu na beskralježnjake (Wagner i sur., 2015). Stoga je svjetlost korištena u ovom eksperimentu mogla indirektno, utjecajem na primarni biofilm, utjecati na odabir podloge za prihvaćanje ličinki nekih beskralježnjaka. Nakon kolonizacije, prisutnost svjetlosti noću je mogla utjecati na mnoge druge procese kao što su ishrana i stopa konverzije hrane u biomasu (Ganguly i Candolin, 2023), čime se stvara kompetitivna prednost organizama kojima odgovaraju takvi uvjeti.

Primjećeno je da je u trećem mjesecu eksperimenta kolonizacija novim organizmima bila slabija u odnosu na prethodna dva mjeseca. Svi dotad prisutni organizmi su narasli, a kao posljedica popunjavanja prostora došlo je do povećane kompeticije. Solitarnim organizmima, kao primjerice mnogočetinašima iz porodice Serpulidae višestruko se povećala brojnost. Drastično povećanje brojnosti je česta strategija kojom organizmi nastoje kompenzirati malu tjelesnu veličinu u kompeticiji za prostor. Ostvaruju ga ispuštanjem kemijskih signala kojima privlače istovrsne ličinke (Jackson, 1977). Kolonijalni organizmi su se lateralno ili vertikalno širili, a broj novih kolonija se za većinu vrsta smanjio. Neke vrste mješčičnica su drastično narasle te su zbog široke baze koja je povezana sa podlogom izrazito jakim proteinskim spojevima (Chase i sur., 2016) istiskale okolne organizme. Razvojem zajednica i popunjavanjem slobodnog prostora stvoren je novi trodimenzionalni okoliš i povećana heterogenost staništa, a novi kolonizatori prihvaćali su se na već prisutne organizme. Stoga je na nekim organizmima primjećena pojava epibionata, kao primjerice vrste roda *Diplosoma* koje su često pronalazene u asocijaciji s vrstama roda *Styella*. U trećem uzorkovanju, sastav zajednica na dva različita svjetlosna režima se nije statistički razlikovao. Stoga se može pretpostaviti da žuta svjetlost ima veći utjecaj na sastav zajednica u početku njihova formiranja, za vrijeme kolonizacije, a nakon popunjavanja slobodnog prostora i povećanja kompeticije, utjecaj se smanjuje. U tri zajednice koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću je zabilježena dominacija mješčičnica, posebice vrsta roda *Ciona*. Vrste *C. robusta* i *C. intestinalis* odavna su poznate i dobro istražene, a do ranih 2000-ih godina smatrale su se istom vrstom (Malfant i sur., 2018). Smatra se da je nativno područje rasprostranjenosti vrste *C. intestinalis* od Norveške do istočne obale Španjolske te Crno more (Bouchemousse i sur., 2016), no introducirana je na mnoge druge lokalitete diljem svijeta (Sato i sur. 2012; Zhan i sur. 2010). Vrsta *C. robusta* nativna je u sjeverozapadnom Pacifiku no proširila se po cijelom svijetu, posebno toplijim djelovima (Dybern 1967; Marin i sur. 1987; Caputi i sur. 2007; Zhan i sur. 2010). Jedinke ove vrste preživljavaju temperature od 0 do ~30°C (Dybern, 1965; Kenworthy i sur., 2018),

toleriraju velik raspon saliniteta te u toplijim područjima mogu imati više od jednog reproduktivnog ciklusa godišnje (Dybern, 1965). Nije rijetkost da potpuno isključe druge vrste s nekih površina (Carver i sur., 2006). Zbog izrazito brzog širenja i rasta populacije mogu imati brojne negativne učinke na okoliš. S obzirom na to da su u ovom istraživanju ove vrste zabilježene samo u zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću, može se pretpostaviti da svjetlosno zagađenje pogoduje njihovom širenju. Uz prisutnost svjetla, na njihov kompetitivni uspjeh moglo je utjecati i sinergičko djelovanje raznih drugih čimbenika kao što je visoka temperatura mora i posljedično manja koncentracija otopljenog kisika. Zbog njihove eurivalentnosti za mnoge fizikalno-kemijske čimbenike i izrazito brzog rasta u uvjetima koji su bili prisutni u drugom i trećem mjesecu ovog eksperimenta, pokazali su se kompetitivno mnogo uspješniji od drugih prisutnih organizama. Pojava ovih vrsta u velikom broju na različitim lokalitetima donosi razne posljedice. U plitkim zaljevima u Danskoj utvrđeno je da prisutnost ovih vrsta u velikom broju znatno smanjuje dostupnost hrane ostalim sesilnim organizmima (Petersen i Riisgaard 1992, Riisgard i sur. 1996; Riisgard i sur. 1998). Na lokalitetima gdje dostižu veliku brojnost, njihovim odumiranjem dolazi do gomilanja velike količine organske tvari na dnu. Posljedice uključuju znatni pad koncentracije kisika usljed razgradnje organske tvari, stvaranje anoksičnih sedimenata, nagomilavanje sumporovodika i degradaciju bentičkih zajednica (Carver i sur., 2006). Posebni problem stvaraju na uzgajalištima školjkaša gdje znatno povećavaju biomasu obraštaja te ukoliko se nakon čišćenja odbacuju u neposrednoj blizini uzgajališta mogu uzrokovati lokalnu eutrofikaciju i probleme u proizvodnji (Stenton-Dozy i sur., 2001). Najveći i najčešći negativni utjecaji na uzgajalištima školjkaša opisani su u Novoj Škotskoj u Kanadi gdje je utvrđeno da prisutnost ovih mješćica u velikom broju smanjuje prirast uzgajanih školjkaša, oštećuje korištenu opremu te mogu biti vektori za ciste toksičnog fitopnanktona (Carver i sur. 1999; Ramsay i sur. 2008; Rosa i sur. 2013). Kako bi se smanjio utjecaj na okoliš te smanjila brojnost ovih mahovnjaka, provedena su razna istraživanja u svrhu komercijalizacije. Bakterija *Pseudoalteromonas tunicata* koja živi u asocijaciji s ovim vrstama istražuje se zbog svojeg inhibitornog djelovanja na prihvata spora algi, ličinki beskraljeznjaka i dijatomeja (Holmström i sur., 1998; Tahir i sur., 2016; Holmström i sur., 1992). Peptidi izolirani iz hemocita vrste *Ciona intestinalis* se istražuju zbog izrazito jakog antibakterijskog i fungicidnog djelovanja (Fedders i sur., 2008). Razni faktori koji aktiviraju i privlače spermatozoide izolirani su iz oocita vrste *Ciona intestinalis* te se koriste u istraživanjima na drugim vrstama (Watanabe i sur., 2018). Iako proizvodi od ovih mješćica još uvijek nisu dostupni na tržištu u većoj količini, gospodarenje štetnim i invazivnim vrstama na način da se komercijalno iskoriste može potaknuti nova istraživanja i smanjiti njihov štetan utjecaj na okoliš.

Kumulativni broj jedinki/kolonija vrsta koje su imale najveći utjecaj na međusobne razlike u zajednicama na dva svjetlosna režima bio je veći u zajednicama izloženim svjetlu. Kod vrsta *Savignyella lafontii* i *Magallana gigas* kumulativni učinak bio je najizraženiji i statistički značajan. Vrsta *S. lafontii* je kolonijalni grmoliki mahovnjak koji raste vertikalno. Prisutna je u tropskoj i suptropskoj klimi i čest je konstituent zajednica sesilnih beskraljeznjaka na raznim područjima. U

toplijim krajevima može imati više reproduktivnih ciklusa godišnje (Winston, 1982). Winston (1982) navodi da je ova vrsta najzastupljenija u zasjenjenim staništima, međutim u ovom istraživanju njena brojnost u sva tri uzorkovanja bila je veća u zajednicama koje su bile izložene umjetnom svjetlu noću te je rezultat bio statistički značajan. U trećem uzorkovanju razlika u brojnosti ove vrste na dva različita svjetlosna režima bila je najizraženija. Često je rasla kao epibiont na drugim organizmima u zajednicama te su joj vertikalni rast i mala površina potrebna za prihvat kolonije omogućili nesmetano širenje kada se smanjivao dostupni prostor na kolektorima. Brojnost vrste *M. gigas* pri sva tri uzorkovanja je bila veća u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću. Kim i sur. (2021) navode da je očna pjega ličinki vrste *M. gigas* najosjetljivija za svjetlost valnih duljina od 500 do 650 nm što odgovara spektru svjetlosti korištene u ovom istraživanju. Također su zabilježili povećan prihvat za podlogu izloženu žutoj i crvenoj svjetlosti, a smanjen prihvat ličinki na podlogu izloženu bijelom svjetlu. Botte i sur. (2023) navode da su odrasle jedinke osjetljive na svjetlost intenziteta svega 1 lx koja može promijeniti biološki ritam utjecajem na ekspresiju *clock* gena. Stoga, iako 24-satni fotoperiod može pospješiti prihvat ličinki, u kasnijim životnim stadijima može poremetiti dnevne i godišnje cikluse. Broj jedinki vrste označene kao Sabellida 1 i kolonija vrste označene kao Cupulariidae 1 nije se statistički značajno razlikovao u zajednicama na dva različita svjetlosna režima. Broj kolonija vrste označene kao Cupulariidae 1 pri trećem uzorkovanju je drastično pao u zajednicama na oba svjetlosna režima. Razlog tome je bilo prerastanje drugim organizmima.

Iako najstariji dostupni podaci iz literature o istraživanjima na zajednicama sesilnih beskralježnjaka u sjevernom Jadranu datiraju iz 18. stoljeća (Olivi i sur., 1792), pregledom literature je pronađeno svega nekoliko istraživanja provedenih na različitim lokacijama (Brunetti, 1994; Gabriele i sur., 1999; Mizzan, 2000; Molin i sur., 2003; Soresi i sur., 2004; Buršić i sur., 2023). Kada je riječ o zatvorenim uvalama s posebnim hidrografskim uvjetima kao što je slučaj s lokacijom na kojoj je proveden eksperiment za potrebe ovog istraživanja, u raznim priručnicima se navodi njihova važnost zbog visoke bioraznolikosti (Bakran-Petricioli, 2011, UN, 2015). Međutim, analize bioraznolikosti sesilnih organizama manjih veličinskih frakcija na tvrdj podlozi gotovo uvijek izostaju. Kontinuirano praćenje stanja ovih zajednica odličan je pokazatelj stanja područja i prisutnosti različitih zagađenja. Negativne promjene u zajednicama sesilnih organizama se gotovo uvijek odražavaju na organizme u višim trofičkim skupinama (Lalli i Parson, 2006). Smanjenje bioraznolikosti može dovesti do gubitka stabilnosti ekosustava što može imati brojne negativne posljedice (Stachowicz, 2001). U dosad objavljenim istraživačkim i preglednim radovima ističe se zabrinutost zbog potencijalnog gubitka bioraznolikosti u morskim ekosustavima kao posljedice svjetlosnog zagađenja (Gaston i sur., 2013; Holker i sur., 2010; Longore i Rich, 2004; Ganguly i Candolin, 2023). Međutim, u ovom istraživanju zabilježene su veće vrijednosti indeksa bogatstva vrsta i Shannon indeksa u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću. Veća bioraznolikost u zajednici čini ju stabilnijom i otpornijom na stohastičke promjene u okolišu i invaziju alohtonih vrsta. Unatoč tome, u ovom istraživanju je zabilježena pojava mješćićnica roda

Ciona u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću koje su imale veću bioraznolikost. Razlog uspješnoj dominantnosti tih vrsta je vjerojatno njihova kolonizacija u drugom mjesecu eksperimenta kada se zajednice nisu potpuno formirale te nisu naišle na konkurenciju za slobodnu površinu i resurse. Zbog izrazito brzog rasta u odnosu na ostale prisutne organizme uspjele su u kratkom vremenu kompletno prerasti podlogu i djelomično onemogućiti novačenje i daljnji razvoj ostalih prisutnih organizama. Također, prisutnost umjetnog svjetla noću je mogla utjecati na kondicijsko stanje prisutnih organizama (Ganguly i Candolin, 2023), što bi zajednicu učinilo osjetljivijom bez obzira na veću bioraznolikost. Indeks ujednačenosti vrsta u zajednicama na dva različita svjetlosna režima nije se statistički značajno razlikovao.

Mokra biomasa zajednica pri prvom uzorkovanju je bila statistički značajno veća u kontrolnoj skupini, dok pri drugom i trećem uzorkovanju razlike nisu bile statistički značajne. S obzirom na to da neki organizmi poput mješćićnica zadržavaju veliku količinu vode u tjelesnim šupljinama, suha biomasa daje točniji uvid u količinu organskog materijala u zajednicama pri trećem uzorkovanju. Suha biomasa bila je veća u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću te je rezultat bio statistički značajan.

Ovim istraživanjem obuhvaćena su tri mjeseca u godini, no za dobivanje potpunije slike o zajednicama sesilnih beskralježnjaka na istraživanom lokalitetu potrebno je provesti istraživanje kroz cijelu godinu. Eksperiment je ciljano proveden u ljetnim mjesecima, kada je prirast istraživanih organizama najveći, kako bi se eventualne promjene uzrokovane prisutnošću umjetnog svjetla noću mogle najlakše uočiti. Kako bi se ovakva istraživanja mogla koristiti kao znanstvena podloga za nove regulative, potrebno je definirati što točno svaka promjena u mjerenim parametrima znači za funkcioniranje istraživane zajednice te kako klasificirati učinak svjetla na promatrane parametre. Tako je primjerice zabilježena veća bioraznolikost u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću. Iz toga bi se dalo zaključiti da izlaganje umjetnom svjetlu noću može imati pozitivan učinak u nekim slučajevima. Zbog toga je bitno definirati da li se negativnim učinkom smatra isključivo smanjenje bioraznolikosti ili bilo kakva devijacija od prirodnog stanja. Također, Carver i sur. (2006) navode da veća biomasa sesilnih beskralježnjaka na nekom području može odumiranjem i raspadanjem uzrokovati pomanjkanje otopljenog kisika te posljedično zagušiti druge pridnene zajednice na tom prostoru. Veća biomasa sesilnih beskralježnjaka može uzrokovati materijalnu štetu na umjetnim strukturama u marinama, plovilima i uzgajalištima. Međutim, veća biomasa sesilnih beskralježnjaka kaskadnim učinkom na više trofičke skupine može poboljšati stanje ekosusava i zbog velikog broja filtratora poboljšati kvalitetu vode (Sutherland, 1974; Russ, 1980; Sarà, 1986; Rong i sur., 2021). Stoga, za pravilno gospodarenje priobalnim prostorom i smanjenje svjetlosnog zagađenja u određenom ekosustavu potrebno je prethodno poznavanje funkcioniranja svakog specifičnog ekosustava te uloge pojedinačnih vrsta i zajednica.

Važnost ovog istraživanja očituje se u tome što je utvrđen utjecaj žutog umjetnog svjetla noću s intenzitetom koji odgovara uličnoj rasvjeti. Paralelno s ovim eksperimentom na istom

lokalitetu je proveden identičan eksperiment, samo što je umjesto žute korištena bijela svjetlost. Tim eksperimentom utvrđeno je da je bijela svjetlost imala veći utjecaj na sastav zajednica, mokru masu i indekse bioraznolikosti nakon drugog i trećeg mjeseca, dok u prvom mjesecu nije zabilježen statistički značajan učinak niti na jedan od promatranih parametara (Leininger, usmeno priopćenje). Stoga se može zaključiti da je korištenje bijelog svjetla za uličnu rasvjetu potencijalno štetnije od žutog svjetla zbog izraženijeg plavog djela spektra na kojem su osjetljiviji mnogi organizmi te je za razliku od žutog svjetla imalo utjecaj na već formirane zajednice u kojima je uzrokovalo pad bioraznolikosti. Ovakve razlike posebno su važne u trenutnom razdoblju prelaska s visokotlačnih natrijskih svjetiljki koje emitiraju žutu svjetlost na LED svjetiljkama koje emitiraju bijelu svjetlost za korištenje u uličnoj rasvjeti. Uz navedeno, globalna važnost ovog istraživanja ogleda se u činjenici da su u okviru istog GAME projekta provedeni identični eksperimenti koristeći žutu i bijelu svjetlost u deset država diljem svijeta koje su uključivale Hrvatsku, Španjolsku, Izrael, Madeiru, Island, Finsku, Zelenortsku Republiku, Maleziju, Japan i Čile. Na taj način pokriven je dosad najveći raspon geografskih širina na kojem je ispitan utjecaj dva različita spektra umjetnog svjetla noću te je utvrđeno da utjecaj oba korištena spektra na sastav zajednica raste sa smanjenjem geografske širine (Leininger, usmeno priopćenje). Utjecaj dva različita svjetlosna spektra za druge mjerene parametre bio je specifičan za svaku lokaciju, bez vidljivog obrasca na različitim geografskim širinama. Stoga se ističe važnost istraživanja za stvaranje lokalnih planova upravljanja priobalnim područjem.

5. Zaključak

Utvrđen je statistički značajan utjecaj umjetnog svjetla noću na sastav zajednica sesilnih beskralježnjaka pri prva dva uzorkovanja, dok se odvijala kolonizacija, što se slaže s dosadašnjim istraživanjima. Od vrsta koje su najviše utjecale na međusobnu različitost zajednica na dva svjetlosna režima, jedino brojnost vrsta *M. gigas* i *S. lafontii* bila je statistički značajno veća u zajednicama izloženim svjetlu. Zbog niskog intenziteta svjetlosti koji je dopirao do kolektora, moguće je da na kolonizaciju nekih vrsta ne utječe direktno, nego tako što utječe na sastav primarnog biofilma. Suha biomasa bila je statistički značajno veća u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću što može imati različite posljedice za okoliš. Zbog veće biomase obraštaja na plovilima i drugim umjetnim strukturama može doći do materijalne štete i povećanih troškova održavanja. Odbacivanjem obraštaja u more ili prirodnim ugibanjem organizama može doći do hipoksije i degradacije pridnenih zajednica. Međutim, veća biomasa sesilnih beskralježnjaka kaskadnim učinkom na više trofičke skupine može poboljšati stanje ekosusava i zbog velikog broja filtratora poboljšati kvalitetu vode. Iako se u literaturi ističe zabrinutost da svjetlosno zagađenje može potencijalno smanjiti bioraznolikost, u zajednicama izloženim umjetnom svjetlu noću zabilježena je veća bioraznolikost te je ujedno razlika između istraženih grupa bila statistički značajna. U tri zajednice (kolektora) od istraženih 15 izloženih umjetnom svjetlu noću došlo je do prerastanja kolektora mješčićnicama roda *Ciona* koje nisu native na istraživanom području što ukazuje na utjecaj svjetlosnog zagađenja na širenje stranih vrsta. Usporedbom rezultata dobivenih ovim eksperimentom s eksperimentom provedenim istovremeno, s identičnom metodologijom na istom lokalitetu koristeći bijelu LED svjetlost može se zaključiti da je bijela svjetlost imala štetniji učinak na bioraznolikost istraženih zajednica.

Kako bi se smanjio dodatni utjecaj umjetnog svjetla noću na sesilne beskralježnjake, na istraživanom lokalitetu savjetuje se izbjegavanje prelaska na LED svjetiljke koje emitiraju bijelu svjetlost. Za dodatno smanjenje utjecaja umjetnog svjetla noću moguće je primijeniti jednu od strategija predloženu od strane CMS-a kao što su smanjenje intenziteta svjetlosti te vremensko ograničavanje rada ulične rasvjete u dijelovima noći kada su najmanje potrebne. Za čim učinkovitije gospodarenje priobaljem u budućnosti potrebno je definirati i pratiti relevantne parametre te istražiti utjecaj umjetnog svjetla noću na druge zajednice beskralježnjaka, algi i kralježnjaka.

6. Popis literature

7. AS/NZS 4282:2019. (2019). Control of the obtrusive effects of outdoor lighting. Standards Australia. Preuzeto s: https://www.intertekinform.com/en-us/standards/as-nzs-4282-2019-1141358_saig_as_as_2703687/.
8. Ayalon I., Rosenberg Y., Benichou J. I., Campos C. L. D., Sayco S. L. G., Nada M. A. L., Baquiran J. I. P., Ligson C. A., Avisar D., Conaco, C., Kuechly H. U., Kyba C. C. M., Cabaitan P. C., Levy O. (2021). Coral gametogenesis collapses under artificial light pollution. *Current Biology* 31: 413– 419.
9. Babcock R. C., Bull G. D., Harrison P. L., Heyward A. J., Oliver J. K., Wallace C. C., Willis B. L. (1986). Synchronous spawnings of 105 scleractinian coral species on the Great Barrier reef. *Marine Biology* 90: 379–394.
10. Bakran-Petricioli T. (2011). Manual for determination of marine habitats in Croatia according to UE Habitat Directive (in croatian). State Insitute for Nature Protection, Zagreb, Croatia, 184 pp.
11. Bayne D. L. (1964). Primary and secondary settlement in *Mytilus edulis* L. (Mollusca). *Journal of Animal Ecology* 33: 513-523.
12. Baynes T. W. (1999). Factor structuring a subtidal encrusting community in the Southern Gulf of California. *Bulletin of Marine Science* 64: 419–450.
13. Beier P. (2006). Effects of artificial night lighting on terrestrial mammals - Ecological Consequences of Artificial Night Lighting (Rich C., Longcore T., eds), Washington D.C., USA, Island Press, pp. 19–42.
14. Bentley M. G., Olive P. J. W., Last K. (2000). Sexual Satellites, Moonlight and the Nuptial Dances of Worms: The Influence of the Moon on the Reproduction of Marine Animals. In: *Earth-Moon Relationships: Proceedings of the Conference held in Padova, Italy at the Accademia Galileiana di Scienze Lettere ed Arti*, November 8–10, 2000, 67–84.
15. Berge J., Geoffroy M., Daase M., Cottier F., Priou P., Cohen J. H., Johnsen G., McKee D., Kostakis I., Renaud P. E., Vogedes D., Anderson P., Last K. S., Gauthier S. (2020). Artificial light during the polar night disrupts Arctic fish and zooplankton behaviour down to 200 m depth. *Communication Biology* 3: 102.
16. Boch C. A., Ananthasubramaniam B., Sweeney A. M., Doyle III F. J., Morse D. E. (2011). Effects of light dynamics on coral spawn ing synchrony. *The Biological Bulletin* 220: 161– 173.
17. Bolton D., Mayer-Pinto M., Clark G. F., Dafforn K. A., Brassil W. A., Becker A., Johnston E. L. (2017). Coastal urban lighting has ecological consequences for multiple trophic levels under the sea. *Science of Total Environment* 576: 1–9.
18. Botte A., Payton L., Tran D. (2023). The effects of artificial light at night on behavioral rhythm and related gene expression are wavelength dependent in the oyster *Crassostrea gigas*. *Environmental Science and Pollution Research* 30(57): 120375-120386.
19. Bouchemousse S., Leveque L., Dubois G., Viard F. (2016). Co-occurrence and reproductive synchrony do not ensure hybridization between an alien tunicate and its interfertile native congener. *Evolutionary Ecology* 30: 69-87.
20. Breitler J. C., Djerrab D., Leran S., Toniutti L., Guittin C., Severac D., Pratlong M., Dereeper A., Etienne H., Bertrand B. (2020). Full moonlight-induced circadian clock entrainment in *Coffea arabica*. *BMC Plant Biology* 15;20(1):24.
21. Brunetti R. (1994). Ascidians of the northern Adriatic Sea. *Aplousobranchia I. Bollettino della Società zoologica italiana* 61(1): 89-96.

22. Bulleri F., Benedetti-Cecchi L., Acunto S., Cinelli F., Hawkins S. J. (2002). The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of low-shore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 267: 89–106.
23. Bulleri F., Chapman M. G. (2004). Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology* 145: 381–391.
24. Buršić M., Jaklin A., Pijevac A. M., Mađarić, B. B., Neal L., Pustijanac E., Burić P., Iveša N., Paliaga P., Iveša L. (2023). Seasonal Variations in Invertebrates Sheltered among *Corallina officinalis* (Plantae, Rhodophyta) Turfs along the Southern Istrian Coast (Croatia, Adriatic Sea). *Diversity* 15: 1099.
25. Butman C. A. (1987). Larval settlement of soft-sediment invertebrates: the spatial scales of pattern explained by active habitat selection and the emerging role of hydrodynamical processes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 25: 113-165.
26. Cacabelos E., Ramalhosa P., Canning-Clode J., Troncoso J. S., Olabarria C., Delgado C., Dobretsov S., Gestoso I. (2020). The Role of Biofilms Developed under Different Anthropogenic Pressure on Recruitment of Macro-Invertebrates. *International Journal of Molecular Sciences* 16;21(6): 2030.
27. Caputi L., Andreakis N., Mastrototaro F., Cirino P., Vassillo M., Sordino P. (2007). Cryptic speciation in a model invertebrate chordate. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(22): 9364-9369.
28. Carver C. E., Chisholm A., Mallet A. L. (2003). Strategies to mitigate the impact of *Ciona intestinalis* (L.) biofouling on shellfish production. *Journal of Shellfish Research* 22: 621-631.
29. Carver C. E., Mallet A. L., Vercaemer B. (2006). Biological Synopsis of the Solitary Tunicate *Ciona intestinalis*. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2746: 55.
30. Chase A. L., Dijkstra J. A., Harris L.G. (2016). The Influence of Substrate Material on Ascidian Larval Settlement. *Marine Pollution Bulletin* 106: 35–42.
31. Clark G. F., Stark J.S., Perrett L. A., Hill N. A., Johnston E. L. (2011). Algal canopy as a proxy for the disturbance history of understory communities in East Antarctica. *Polar Biology* 34: 781–790.
32. CMS (2020a). Resolution 13.5 Light Pollution Guidelines for Wildlife. Adopted by the Conference of the Parties at its 13th Meeting (Gandhinagar, February 2020). Preuzeto s: https://www.cms.int/sites/default/files/document/cms_cop13_res.13.5_light-pollutionguidelines_e.pdf.
33. CMS (2020b). Annex to Resolution 13.5 Light Pollution Guidelines National Light Pollution Guidelines for Wildlife including marine turtles, seabirds and migratory shorebirds. Preuzeto s: https://www.cms.int/sites/default/files/document/cms_cop13_res.13.5_annex_e.pdf.
34. CMS (2021). Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals 5th Meeting of the Sessional Committee of the CMS Scientific Council (ScC- SC5) Online, 28 June – 9 July 2021 UNEP/CMS/ScC- SC5/Inf.7 IMPACT OF LIGHT POLLUTION ON DIFFERENT TAXA OF MIGRATORY SPECIES (Prepared by Ms. Laetitia Nunny on behalf of the CMS Secretariat) 87 pp. Preuzeto s: https://www.cms.int/sites/default/files/document/cms_scc-sc5_inf.7_impact-of-light-pollution-on-migratory-species_e.pdf.
35. Cohen I., Dubinsky Z., Erez J. (2016). Light enhanced calcification in hermatypic corals: New insights from light spectral responses. *Frontiers in Marine Science* 2: 122.
36. Commonwealth of Australia. (2020). National Light Pollution guidelines for Wildlife, including marine turtles, seabirds and migratory shorebirds. 111pp. Preuzeto s: <https://www.dcceew.gov.au/environment/biodiversity/publications/national-light-pollution-guidelines-wildlife>.

37. Crisp D. J. (1979). Dispersal and reaggregation in sessile marine invertebrates, particularly barnacles. In: Biology and systematics of colonial organisms (Larwood G., Rosen B. R., eds), New York, USA, Academic Press, pp. 319-327.
38. D'Angelo C., Denzel A., Vogt A., Matz M. V., Oswald F., Salih A., Nienhaus G. U., Wiedenmann J. (2008). Blue light regulation of host pigment in reef-building corals. *Marine Ecology Progress Series* 364: 97–106.
39. Dafforn K. A., Glasby T. M., Airoidi L., Rivero N. K., Mayer-Pinto M., Johnston E. L. (2015). Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13: 82–90.
40. Davies T. W., Bennie J., Gaston K.J. (2012). Street lighting changes the composition of invertebrate communities. *Biology Letters* 8: 764–767.
41. Davies T. W., Smyth T. (2018). Why artificial light at night should be a focus for global change research in the 21st century. *Global Change Biology* 24: 872–882.
42. Davies T. W., Duffy J. P., Bennie J., Gaston K. J. (2014). The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 347–355.
43. Davies T. W., Coleman M., Griffith K. M., Jenkins S. (2015). Night-time lighting alters the composition of marine epifaunal communities. *Biology Letters* 11: 20150080.
44. Dempsey M. J. (1981). Marine bacterial fouling: A scanning electron microscope study. *Marine Biology* 61: 305-315.
45. Dodd A. N., Salathia N., Hall A., Kévei E., Tóth R., Nagy F., Hibberd J. M., Millar A. J., Webb A. A. (2005). Plant circadian clocks increase photosynthesis, growth, survival, and competitive advantage. *Science* 309: 630–33.
46. Duran A., Collado-Vides L., Palma L., Burkepille D. E. (2018). Interactive effects of herbivory and substrate orientation on algal community dynamics on a coral reef. *Marine Biology* 165(10):156.
47. Dybern B. I. (1965) The life cycle of *Ciona intestinalis* (L.) F. typic in relation to the environmental temperature. *Oikos* 16: 109-131.
48. Dybern B. I. (1967) The distribution and salinity tolerance of *Ciona intestinalis typica* with special reference to the waters around southern Scandinavia. *Ophelia* 4: 207-226.
49. Elvidge C. D., Keith D. M., Tuttle B. T., Baugh K. E. (2010). Spectral identification of lighting type and character. *Sensors* 10: 3961–3988.
50. McKinney F. K., McKinney M. J. (2002) Contrasting marine larval settlement patterns imply habitat-seeking behaviours in a fouling and a cryptic species (phylum Bryozoa), *Journal of Natural History* 36(4): 487-500.
51. Falchi F., Cinzano P., Duriscoe D., Kyba C. C. M., Elvidge C. D., Baugh K., Portnov B. A., Rybnikova N. A., Furgoni R. (2016). The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances* 2: e1600377.
52. Fauvel P. (1927). Polychètes sédentaires: addenda aux errantes, archiannélides, myzostomaires. Fédération française des sociétés de sciences naturelles. Office central de faunistique. En: Faune de France (Lechevalier, P., ed), France, 494p.
53. Fedders H., Michalek M., Grötzinger J., Leippe M. (2008). An exceptional salt-tolerant antimicrobial peptide derived from a novel gene family of haemocytes of the marine invertebrate *Ciona intestinalis*. *Biochemical Journal* 416: 65–75.
54. Frøland Steindal I. A., Whitmore D. (2019). Circadian clocks in fish— What have we learned so far? *Biology* 8(1): 1–16.

55. Gabriele M., Bellot A., Gallotti D., Brunetti R. (1999). Sublittoral hard substrate communities of the northern Adriatic Sea. *Cahiers de Biologie Marine* 40(1): 65-76.
56. Gajda T., Jancsó A. (2010). Organotins. formation, use, speciation, and toxicology. *Metal Ions in Life Sciences* 7: 111–151.
57. Ganguly A., Candolin U. (2023). Impact of light pollution on aquatic invertebrates: Behavioral responses and ecological consequences. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 77: 104.
58. Ganguly A., Candolin U. (2023). Impact of light pollution on aquatic invertebrates: Behavioral responses and ecological consequences. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 77: 104.
59. Garratt M. J., Jenkins S. R., Davies T. W. (2019). Mapping the consequences of artificial light at night for intertidal ecosystems. *Science of Total Environment* 691: 760–768.
60. Gaston K. J., Bennie J., Davies T. W., Hopkins J. (2013). The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews* 88: 912–927.
61. Gaston K. J., Ackermann S., Bennie J., Cox D. T., Phillips B. B., de Miguel A. S., Sanders D. (2021). Pervasiveness of biological impacts of artificial light at night. *Integrative and Comparative Biology* 61: 1098–1110.
62. Gaston K. J., Duffy J. P., Gaston S. Bennie J., Davies T. W. (2014). Human alteration of natural light cycles: causes and ecological consequences. *Oecologia* 176: 917–931.
63. Glasby T. M. (1999). Effect of shading on subtidal epibiotic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 234: 275–290.
64. Glasby T. M., Connell S. D. (1999) Urban Structures as Marine Habitats. *Ambio* 28: 595–598.
65. Grad Calgary (2011). Bird-friendly urban design guidelines. Land use planning and policy. Preuzeto s: <https://www.calgary.ca/pda/pd/current-studies-and%2%adongoing-activities/urban%2%addesign.html>.
66. Grubišić M., Haim A., Bhusal P., Dominoni D. M., Gabriel K. M. A., Jechow A., Kupprat F., Lerner A., Marchant P., Riley W., Stebelova K., van Grunsven R. H. A., Zeman M., Zubidat A. E., Hölker F. (2019). Light pollution, circadian photoreception, and melatonin in vertebrates. *Sustainability* 11(22): 6400.
67. Harant H., Vernières P. (1933). Tuniciers. Volume 27; Volume 33 of *Fédération française des sociétés de sciences naturelles*. Office central de faunistique. Faune de France, (Lechevalier, P. ed) 99p.
68. Harrison P. L., Babcock R. C., Bull G. D., Oliver J. K., Wallace C. C., Willis B. L. (1984) Mass spawning in tropical reefcorals. *Science* 223: 1186–1189.
69. Hayward P. J., Ryland J. S. (2017). *Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe*, 2nd edn. 785p.
70. Helm B., Ben-Shlomo R., Sheriff M. J., Hut R. A., Foster R., Barnes B. M., Dominoni D. (2013). Annual rhythms that underlie phenology: Biological time- keeping meets environmental change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*: 280, 20130016.
71. Holker F., Wolter C., Perkin E. K., Tockner K. (2010). Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 681–682
72. Holmström C., James S., Neilan B. A., White D. C., Kjelleberg S. (1998). *Pseudoalteromonas tunicata* sp. nov., a bacterium that produces antifouling agents. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 48: 1205–1212.
73. Holmström C., Rittschof D., Kjelleberg S. (1992). Inhibition of settlement by larvae of *Balanus amphitrite* and *Ciona intestinalis* by a surface-colonizing marine bacterium. *Applied and Environmental Microbiology* 58: 2111–2115.

74. Irving A. D., Connell S. D. (2002). Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Marine Ecology - Progress Series* 245: 83–91.
75. Irving A. D., Connell S. D., Gillanders B. M. (2004). Local complexity in patterns of canopy–benthos associations produces regional patterns across temperate Australasia. *Marine biology* 144: 361–368.
76. Jackson J. (1977). - Competition on marine hard substrata: the adaptive significance of solitary and colonial strategies. *The American Naturalist* 111: 743-767.
77. Jayachandran P.R., Bijoy Nandan S., Jima M., Philomina J, Vishnudattan N. K. (2022). Benthic organisms as an ecological tool for monitoring coastal and marine ecosystem health. U: *Ecology and Biodiversity of Benthos* (Godson P. S., Vincent S. G. T., Krishnakumar S., eds), Elsevier, 337-362p.
78. Johnson C. H., Golden S. S. (1999). Circadian programs in cyanobacteria: adaptiveness and mechanism. *Annual Review of Microbiology* 53: 389–409.
79. Kaniewska P., Alon S., Karako-Lampert S., Hoegh- Guldberg O., Levy O. (2015). Signaling cascades and the importance of moonlight in coral broadcast mass spawning. *eLife* 4: e09991.
80. Kenworthy J. M., Davoult D. Lejeusne C. (2018). Compared stress tolerance to short-term exposure in native and invasive tunicates from the NE Atlantic: when the invader performs better. *Marine biology* 165: 164.
81. Hee-Jin K., Yumi S., Hayato K., Glenn S. (2021). Light wavelength and intensity effects on larval settlement in the Pacific oyster *Magallana gigas*. *Hydrobiologia* 848.
82. Krittika S., Yadav P. (2020). Circadian clocks: an overview on its adaptive significance. *Biological Rhythm Research* 51:110932.
83. Kronfeld-Schor N., Dominoni D., de la Iglesia H., Levy O., Herzog E. D., Dayan T., Helfrich-Forster C. (2013). Chronobiology by moonlight. *Proceedings of the Royal Society B* 280: 20123088.
84. Kupriyanova E. K., Nishi E., Ten Hove H. A., Rzhavsky A. V. (2001). Life-history patterns in serpulimorph polychaetes: ecological and evolutionary perspectives. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 39: 1–101.
85. Kyba C. C. M., Kuester T., Sánchez de Miguel A., Baugh K., Jechow A., Hölker F., Bennie J., Elvidge C. D., Gaston K. J., Guanter L. (2017). Artificially lit surface of earth at night increasing in radiance and extent. *Science Advances* 3, e1701528.
86. Lalli C.M., Parson T.R. (2006). *Biological Oceanography: An Introduction*. 2nd Edition, Elsevier, Amsterdam, 314.
87. Land M. F., Nilsson D.- E. (2012). *Animal eyes*. Oxford Animal Biology Series (2nd ed.). Oxford University Press.
88. Levin S. A. (2009). *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press. p. 780.
89. Longcore T., Rich C. (2004) Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 191–198.
90. Luarte T., Bonta C. C., Silva- Rodriguez E. A., Quijón P. A., Miranda C., Farias A. A., Duarte C. (2016). Light pollution reduces activity, food consumption and growth rates in a sandy beach invertebrate. *Environmental Pollution* 218: 1147– 1153.
91. Luginbuhl C. B., Boley P. A., Davis D. R. (2014). The impact of light source spectral power distribution on sky glow. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer* 139: 21–26.

92. Lynn K. D., Quintanilla- Ahumada D., Anguita C., Widdicombe S., Pulgar J., Manríquez P. H., Quijón P. A., Duarte C. (2021). Disruption and recovery: Artificial Light at Night (ALAN) alter the activity and feeding behavior of sandy beach Amphipods from Atlantic Canada. *Science of the Total Environment* 780: 146568.
93. Lythgoe J.N. (1988). Light and Vision in the Aquatic Environment. In: *Sensory Biology of Aquatic Animals* (Atema J., Fay R. R., Popper A. N., Tavolga W. N., eds), Springer, New York, NY.
94. Mac Mahon J. A., Schmidt D. J., Andersen D. C, Smith K. G., Bayn Jr. R. L. (1981). An organism-centered approach to some community and ecosystem concepts. *Journal of Theoretical Biology* 88: 287-307.
95. Maggi E., Benedetti-Cecchi L. (2018). Trophic compensation stabilizes marine primary producers exposed to artificial light at night. *Marine Ecology Progress Series* 606: 1– 5.
96. Maggi E., Bertocci I., Benedetti-Cecchi L. (2020a). Light pollution enhances temporal variability of photosynthetic activity in mature and developing biofilm. *Hydrobiologia* 847: 1793– 1802.
97. Maggi E., Bongiorno L., Fontanini D., Capocchi A., Dal Bello M., Giacomelli A., Benedetti-Cecchi L. (2020b). Artificial light at night erases positive interactions across trophic levels. *Functional Ecology* 34: 694– 706.
98. Malfant M., Darras S., Viard V. (2018). Coupling molecular data and experimental crosses sheds light about species delineation: a case study with the genus *Ciona*. *Scientific Reports* 8 (1): 1480.
99. Marangoni L. F. B., Davies T., Smyth T., Rodríguez A., Hamann M., Duarte C., Pendoley K., Berge J., Maggi E., Levy O. (2022). Impacts of artificial light at night in marine ecosystems— A review. *Global Change Biology* 28: 5346– 5367.
100. Marchesan M., Spoto M., Verginella L., Ferreiro E. A. (2005). Behavioral effects of artificial light on fish species of commercial interest. *Fisheries Research* 73: 171– 185.
101. Marin M. G., Bressan M., Beghi L., Brunetti R. (1987) Thermo-haline tolerance of *Ciona intestinalis* at different development stages. *Cahiers de Biologie Marine* 28: 47-57.
102. Martin C. W., Reynolds L. K., Scheffel W. A., Tiffany S., Kopetman S. (2021). Diel variability and influence of artificial light on fish and macroinvertebrate communities in Gulf of Mexico seagrass beds. *Estuaries Coasts* 44:431–441.
103. Mc Dougall K. D. (1943). Sessile invertebrates at Beaufort, North Carolina. *Ecological Monographs* 13: 312-374.
104. McKinney F. K., McKinney M. J. (1993). Larval behaviour and choice of settlement site: correlation with environmental distribution pattern in an erect bryozoan. *Facies* 29: 119-132.
105. Meyer L. A., Sullivan S. M. P. (2013). Bright lights, big city: influences of ecological light pollution on reciprocal stream-riparian invertebrate fluxes. *Ecological Applications* 23: 1322–1330.
106. Mizzan L. (2000). Localizzazione e caratterizzazione di affioramenti rocciosi delle coste veneziane: primi risultati di un progetto di indagine. *Bollettino del Museo civico di storia naturale di Venezia* 50: 195-212.
107. Molin E., Gabriele M., Brunetti R. (2003). Further news on hard substrate communities of the Northern Adriatic Sea with data on growth and reproduction in *Polycitor adriaticus* (von Drasche, 1883). *Bollettino del Museo civico di storia naturale di Venezia* 54: 19-28.
108. Mundy C. N., Babcock R. C. (1998). Role of light intensity and spectral quality in coral settlement: implications for depth-dependent settlement? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 223: 235–255.

109. Navarro-Barranco C., Hughes L. E. (2015). Effects of light pollution on the emergent fauna of shallow marine ecosystems: Amphipods as a case study. *Marine Pollution Bulletin* 94: 235– 240.
110. NCSL (2022). States Shut Out Light Pollution. Pristupljeno na: <https://www.ncsl.org/environment-and-natural-resources/states-shut-out-light-pollution>.
111. Nilsson D. - E. (2009). The evolution of eyes and visually guided behaviour. *Philosophical transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364: 2833– 2847.
112. NSW (2016). NSW Planning and Environment. Dark Sky Planning Guideline Protecting the observing conditions at Siding Spring. Department of planning and Environment. Preuzeto s: <https://www.planning.nsw.gov.au/-/media/Files/DPE/Guidelines/dark-sky-planning-guideline-2016-06.pdf>.
113. Olivi G., Strange J., Vio G. (1792). *Zoologia adriatica* Reale Accademia Scienze Lettere ed Arti di Padova, Bassano.
114. Pacheco A. S., Laudien J., Thiel M., Heilmayer O., Oliva M. (2010). Hard-bottom succession of subtidal epibenthic communities colonizing hidden and exposed surfaces off northern Chile. *Scientia Marina* 74: 147–154.
115. Petersen J. K., Riisgard H U. (1992). Filtration capacity of the ascidian *Ciona intestinalis* and its grazing impact in a shallow fjord. *Marine Ecology Progress Series* 88(1): 9-17.
116. Quintanilla-Ahumada D., Quijón P. A., Manríquez P. H., Pulgar J., García-Huidobro M. R., Miranda C., Molina A., Zuloaga R., Duarte C. (2022). Artificial light at night (ALAN) causes variable dose- responses in a sandy beach isopod. *Environmental Science and Pollution Research* 29: 35977– 35985.
117. R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
118. Ramsay, A., Davidson J., Landry T., Arsenault G. (2008). Process of invasiveness among exotic tunicates in Prince Edward Island, Canada. *Biological Invasions* 10(8): 1311-1316.
119. Riedl R. (1963). *Fauna und flora der Adria*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 640 pp.
120. Riisgard H.U., Jensen A. S., Jurgensen C. (1998). Hydrography, near-bottom currents, and grazing impact of the filter-feeding ascidian *Ciona intestinalis* in a Danish Fjord. *Ophelia* 49(1): 1-16.
121. Riisgard H. U., Jurgensen C., Clausen T. (1996). Filter-feeding ascidians (*Ciona intestinalis*) in a shallow cove: implications of hydrodynamics for grazing impact. *Journal of Sea Research* 35(4): 293-300.
122. Rong Y., Tang Y., Ren L., Taylor W. D., Razlutskiy V., Naselli-Flores L., Liu Z., Zhang X. (2021). Effects of the Filter-Feeding Benthic Bivalve *Corbicula fluminea* on Plankton Community and Water Quality in Aquatic Ecosystems: A Mesocosm Study. *Water* 13(13): 1827.
123. Root R. (1967) The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317-350.
124. Rosa M., Holohan B. A., Shumway S. E., Bullard S. G., Wikfors G. H., Morton S., Getchis T. (2013). Biofouling ascidians on aquaculture gear as potential vectors of harmful algal introductions. *Harmful Algae* 23: 1-7.
125. Rousi H., Laine A. O., Peltonen H., Kangas P., Andersin A.-B., Rissanen J., Sandberg-Klipi E., Bonsdorff E. (2013). Long-term changes in coastal zoobenthos in the northern Baltic Sea: the role of abiotic environmental factors. *ICES Journal of Marine Science* 70: 440–451.

126. Russ G. R. (1980). Effects of predation by fishes competition and structural complexity of the substratum on the establishment of a marine epifaunal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 52: 55-62.
127. Ryland J. S., Stebbing A. R. D. (1971). Settlement and orientated growth in epiphytic and epizoic Bryozoans. U: *Fourth European Marine Biology Symposium* (Crisp D. J., ed), Cambridge, University Press, pp. 105-124.
128. Ryland J. S. (1960). Experiments on the influence of light on the behaviour of polyzoan larvae. *Journal of Experimental Biology* 37: 783-800.
129. Ryland J. S. (1974). Behaviour, settlement and metamorphosis of bryozoan larvae: a review. *Thalassia Jugoslavica* 10: 239-262.
130. Ryland, J. S. (1977). Taxes and tropisms of bryozoans. U: *Biology of Bryozoans* (Woollacott R. M., Zimmer R. L., eds) New York, Academic Press, pp. 411-436.
131. Salmon M. (2003). Artificial night lighting and sea turtles. *Biologist*: 50, 163–168.
132. Sanchez A., Shin J., Davis S. J. (2011). Abiotic stress and the plant circadian clock. *Plant Signaling & Behavior* 6: 223–31
133. Sanders D., Frago E., Kehoe R., Patterson C., Gaston K. J. (2021). A meta-analysis of biological impacts of artificial light at night. *Nature Ecology & Evolution* 5: 74– 81.
134. Sarà M. (1986). Sessile Macrofauna and Marine ecosystem. *Italian Journal of Zoology* 53(4): 329-337.
135. Sato A., Satoh N., Bishop J. D. D. (2012). Field identification of ‘types’ A and B of the ascidian *Ciona intestinalis* in a region of sympatry. *Marine Biology* 159: 1611-1619.
136. Schmitz L., Wainwright P. C. (2011). Nocturnality constrains morphological and functional diversity in the eyes of reef fishes. *BMC Evolutionary Biology* 11: 338.
137. Schopf T. J. M. (1977). Patterns and themes of evolution among the Bryozoa. U: *Patterns of evolution as illustrated by the fossil record* (Hallan A., ed), Amsterdam, Elsevier, pp. 159-207.
138. Schroer S., Hölker F. (2017). Light pollution reduction: Methods to reduce the environmental impact of artificial light at night. *Handbook of Advanced Lighting Technology* (Karlicek et al., eds), Springer International Publishing, Switzerland.
139. Seed R. (1969). The ecology of *Mytilus edulis* L. (Lamellibranchiata) on exposed rocky shores. I. Breeding and settlement. *Oecologia* 3: 277-316.
140. Sih A., Ferrari M. C. O., Harris D. J. (2011). Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental change. *Evolutionary Applications* 4: 367– 387.
141. Simpson T. J. S., Smale D. A., McDonald J. I., Wernberg T. (2017). Large scale variability in the structure of sessile invertebrate assemblages in artificial habitats reveals the importance of local-scale processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 494: 10–19.
142. Smyth T. J., Wright A. E., McKee D., Tidau S., Tamir R., Dubinsky Z., Davies T. W. (2021). A global atlas of artificial light at night under the sea. *Elementa: Science of the Anthropocene* 9: 00049.
143. Sören Häfker N., Andreatta G., Manzotti A., Falciatore A., Raible F., Tessmar-Raible K. (2023). Rhythms and Clocks in Marine Organisms. *The Annual Review of Marine Science* 15: 509–38.
144. Soresi S., Cristofoli A., Masiero M., Casellato S. (2004). Benthic communities of rocky outcrops in the Northern Adriatic Sea: a quantitative survey. *The Mediterranean Science Commission* 37: 551.

145. Stachowicz J. J. (2001). Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *Bioscience* 51: 235–246.
146. Stenton-Dozy J., Probyn T., Busby A. (2001). Impact of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) raft-culture on benthic macrofauna, in situ oxygen uptake, and nutrient fluxes in Saldanha Bay, South Africa. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58(5): 1021-1031.
147. Stimpson W. (1852). Several new ascidians from the coast of the United States. Proc. Boston.
148. Stickney A. P. (1969). Factors influencing the attraction of Atlantic Herring. *Fishery Bulletin* 68: 73– 85.
149. Sutherland J. P. (1974). Multiple stable points in natural communities. *The American Naturalist* 108: 859-873.
150. Svane I., Young C. M. (1989). The ecology and behaviour of ascidian larvae. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review* 27: 45–90.
151. Szmant A. M. (1986). Reproductive ecology of Caribbean reef corals. *Coral Reefs* 5: 43 – 53.
152. Tahir E., Litaay M., Gobel R.B., Haedar N., Al E. (2016). Potency of tunicate *Rhopalaea crassa* as inoculum source of endosymbiont fungi that produce antimicrobe. *Spermonde* 2: 33– 37.
153. Tamburini M., Ferrario J., Piazzese L., Occhipinti-Ambrogi A. (2022). Effect of Predation on Fouling Communities in an Italian Hotspot of Non-Indigenous Species. *Journal of Marine Science and Engineering* 10(10): 1496.
154. Tamir R., Lerner A., Haspel C., Dubinsky Z., Iluz D. (2017). The spectral and spatial distribution of light pollution in the waters of the Northern Gulf of Aqaba (Eilat). *Scientific Reports* 7(1): 42329.
155. Tarkowska-Kukuryk M. (2021). Environmental Drivers of Macroinvertebrate Assemblages within Peat Pool Habitat-Implication for Bioassessment. *Water* 13: 2369.
156. Tempesti J., Langeneck J., Lardicci C., Maltagliati F., Castelli A. (2022). Short-term colonization of fouling communities within the port of Livorno (Northern Tyrrhenian Sea, Western Mediterranean): Influence of substrate three-dimensional complexity on non-indigenous species establishment. *Marine Pollution Bulletin* 185A: 114302.
157. Terlizzi A., Conte E., Zupo V., Mazzella L. (2000). Biological succession on silicone fouling-release surfaces: longterm exposure tests in the harbour of Ischia, Italy. *Biofouling* 15: 327–342
158. Tessmar-Raible K., Raible F., Arboleda E. (2011). Another place, another timer: Marine species and the rhythms of life. *Bioessays* 33: 165–172.
159. Thoen H. H., How M. J., Chiou T.- H., Marshall J. (2014). A different form of color vision in mantis shrimp. *Science* 343: 411– 413.
160. Thorson G. (1964). Light as an ecological factor in the dispersal and settlement of larvae of marine bottom invertebrates. *Ophelia* 1: 167–208.
161. Tidau S., Smyth T., McKee D., Wiedenmann J., D'Angelo C., Wilcockson D., Ellison A., Grimmer A. J., Jenkins S. R., Widdicombe S., Queirós A. M., Talbot E., Wright A., Davies T. W. (2021). Marine artificial light at night: An empirical and technical guide. *Methods in Ecology and Evolution* 12: 1588– 1601.
162. Dickey T. D., Kattawar G. W., Voss K. J. (2011). Shedding new light on light in the ocean. *Physics Today* 64 (4): 44–49.

163. Torres D., Tidau S., Jenkins S., Davies T. (2020). Artificial skyglow disrupts celestial migration at night. *Current Biology* 30: R696–R697.
164. Underwood C. N., Davies T. W., Queirós A. M. (2017). Artificial light at night alters trophic interactions of intertidal invertebrates. *The Journal of Animal Ecology* 86: 781– 789.
165. United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan (2015). Adriatic Sea: Ecology. Twelfth Meeting of Focal Points for Specially Protected Areas Athens, Greece, 25-29 May 2015.
166. Vance R. R. (1978). A mutualistic interaction between a sessile marine clam and its epibionts. *Ecology* 59: 679-685.
167. Voigt C. C., Currie S. E., Fritze M., Roeleke M., Lindecke O. (2018). Conservation strategies for bats flying at high altitudes. *BioScience* 68: 427– 435.
168. Wagner K., Besemer K., Burns N. R., Battin T. J., Bengtsson M. M. (2015). Light availability affects stream biofilm bacterial community composition and function, but not diversity. *Environmental Microbiology* 12: 5036-47.
169. Warrant E. J., Locket N. A. (2004). Vision in the deep sea. *Biological Reviews* 79(3): 671– 712.
170. Watanabe T., Shibata H., Ebine M., Tsuchikawa H., Matsumori N., Murata M., Yoshida M., Morisawa M., Lin S., Yamauchi K., Sakai K., Oishi T. (2018). Synthesis and complete structure determination of a sperm-activating and-attracting factor isolated from the ascidian *Ascidia sydneiensis*. *Journal of Natural Products* 81: 985–997.
171. Williams G. (1964). The effects of extracts of *Fucus serratus* in promoting the settlement of larvae of *Spirorbis borealis* Daudin (Polychaeta). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 44: 397-414.
172. Winston J.E. (1982). Marine Bryozoans (Ectoprocta) Of The Indian River Area (Florida). *Bulletin Of The American Museum Of Natural History* 173: 99-176.
173. Witherington B. E., Bjorndal K. A. (1991). Influences of artificial lighting on the seaward orientation of hatchling loggerhead turtles *Caretta caretta*. *Biological Conservation* 55: 139– 149.
174. Yodzis P. (1982). The compartmentation of real and assembled ecosystems. *The American Naturalist* 120: 551-570.
175. Zabala M., Maluquer P. (1988). Illustrated keys for the classification of Mediterranean Bryozoa. *Treballs del Museu de Zoologia, Barcelona*, 294p.
176. Zhan A., Maclsaac H. J., Cristescu M. E. (2010) Invasion genetics of the *Ciona intestinalis* species complex: from regional endemism to global homogeneity complex. *Molecular Ecology* 19: 4678-4694.
177. Zisis G., Bertoldi P. (2018). Status of led-lighting world market in 2017. *Joint Research Centre Technical Reports*: 1– 81.
- 178.

Životopis

Oliver Barić rođen je u Rijeci 6. srpnja 1998. godine. Pohađao je osnovnu školu Milan Brozović u Kastvu od 2005. do 2013. godine. Istovremeno je pohađao glazbenu školu Ivana Matetića Ronjgova za gitaru u Rijeci, gdje je završio osnovnu školu i prvu godinu srednje škole. Za to vrijeme trenirao je šah te osvojio brojne medalje na hrvatskim i internacionalnim turnirima. Zatim je pohađao Gimnaziju Andrije Mohorovičića u Rijeci od 2013. do 2017. godine. Godine 2017. upisuje preddiplomski studij Znanost o moru na Fakultetu prirodnih znanosti u Puli te ga završava 2021. godine sa završnim radom naslova "Morfometrijske karakteristike škrpoča, *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758), iz Medulinskog zaljeva". Iste godine upisuje diplomski studij Ribarstvo i lovstvo na Agronomskom fakultetu u Zagrebu. Za vrijeme studiranja bio je uključen u deset projekata u polju ekologije, ribarstva i akvakulture. Pohađao je tri tečaja za statistiku i korištenje računalnog programa RStudio. Koautor je na dva rada objavljena u znanstvenim časopisima, dva projektna izvješća, jedne ekološke studije te preko 20 konferencijskih radova, postera i sažetaka. Dobitnik je rektorove nagrade Sveučilišta u Zagrebu 2022. i dekanove nagrade 2023. godine. Od 2024. godine je nacionalni koordinator za *European Aquaculture Society*. Govori engleski i talijanski jezik. Svira gitaru u glazbenoj skupini Sakramenski iz medulina te *bass* gitaru u triu North pole dancers. Hobbiji uključuju sportski ribolov, podvodni ribolov, calisthenics, šah i nogomet.