

Kvantitativna analiza mikroplastike iz mora na području grada Zadra i Šibenika

Ljubičić, Lucijan

Master's thesis / Diplomski rad

2023

Degree Grantor / Ustanova koja je dodijelila akademski / stručni stupanj: **University of Zadar / Sveučilište u Zadru**

Permanent link / Trajna poveznica: <https://um.nsk.hr/um:nbn:hr:162:274079>

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

Download date / Datum preuzimanja: **2024-12-25**



Sveučilište u Zadru
Universitas Studiorum
Jadertina | 1396 | 2002 |

Repository / Repozitorij:

[University of Zadar Institutional Repository](#)



Sveučilište u Zadru

Odjel za ekologiju, agronomiju i akvakulturu

Sveučilišni diplomski studij

Održivo upravljanje vodenim ekosustavima

Lucijan Ljubičić

**Kvantitativna analiza mikroplastike iz mora
na području grada Zadra i Šibenika**

Diplomski rad

Zadar, 2023.

Sveučilište u Zadru

Odjel za ekologiju, agronomiju i akvakulturu
Održivo upravljanje vodenim ekosustavima

Kvantitativna analiza mikroplastike iz mora na području grada Zadra i Šibenika

Diplomski rad

Student/ica:

Lucijan Ljubičić

Mentor/ica:

izv. prof. dr. sc. Anamarija Frankić

Zadar, 2023.



Izjava o akademskoj čestitosti

Ja, Lucijan Ljubičić, ovime izjavljujem da je moj diplomski rad pod naslovom Kvantitativna analiza mikroplastike iz mora na području grada Zadra i Šibenika rezultat mojega vlastitog rada, da se temelji na mojim istraživanjima te da se oslanja na izvore i radove navedene u bilješkama i popisu literature. Ni jedan dio mojega rada nije napisan na nedopušten način, odnosno nije prepisan iz necitiranih radova i ne krši bilo čija autorska prava.

Izjavljujem da ni jedan dio ovoga rada nije iskorišten u kojem drugom radu pri bilo kojoj drugoj visokoškolskoj, znanstvenoj, obrazovnoj ili inoj ustanovi.

Sadržaj mojega rada u potpunosti odgovara sadržaju obranjenoga i nakon obrane uređenoga rada.

Zadar, 29. rujna 2023.

Zahvala

Za pomoć pr izradi diplomskog rada zahvalio bih se:

- *svojoj obitelji na iznimnoj podršci za vrijeme cjelokupnog studiranja,*
- *mentorici dr. sc. Anamariji Frankić na vodstvu i mentoriranju,*
- *dr. sc. Nuši Cukrov na pomoći pri radu u laboratoriju i izradi rada, te dr. sc. Nevenu Cukrovu i ostalim suradnicima iz Instituta Ruđer Bošković (postaja Martinska).*

Sadržaj

1. UVOD	1
1.1. Plastika.....	1
1.2. Antropogeni otpad u moru.....	2
1.3. Mikroplastika.....	3
1.3.1. Primarna mikroplastika.....	4
1.3.2. Sekundarna mikroplastika.....	4
1.4. Izvori mikroplastike.....	5
1.5. Utjecaj na živi svijet.....	7
1.5.1. Utjecaj na planktonske zajednice.....	9
1.5.2. Utjecaj na beskralježnjake.....	10
1.5.3. Utjecaj na kralježnjake.....	11
2. PREGLED LITERATURE	13
3. CILJ I SVRHA RADA	16
4. MATERIJALI I METODE	17
4.1. Područje istraživanja.....	17
4.2. Terensko uzorkovanje mikroplastike.....	18
4.3. Laboratorijska obrada uzoraka.....	21
4.4. Mikroskopija uzoraka.....	22
REZULTATI	24
6. RASPRAVA	31
7. ZAKLJUČAK	36
8. LITERATURA	37

Kvantitativna analiza mikroplastike iz mora na području grada Zadra i Šibenika

SAŽETAK

Mikroplastika predstavlja rastući oblik onečišćenja koji se proširio prirodnim staništima i do najizoliranijih područja, što je prouzročeno brojnošću potencijalnih izvorišta i karakteristikama čestica koje omogućuju njihovo širenje okolišem na brojne načine. Uz to, sve veći broj terenskih i laboratorijskih istraživanja pruža uvid u štetne učinke plastičnih mikro čestica na prirodna staništa te organizme i naposljetku čitave zajednice koje ih nastanjuju. Cilj ovog istraživanja bio je provođenje kvantitativne analize mikroplastike iz površinskog sloja mora na području gradova Zadra i Šibenika, uporabom mreže otvora 300 μm . Rezultati laboratorijskih analiza su pokazali da je prosječna koncentracija mikroplastike u moru gradskih sredina iznosila 0,80 čestica/ m^3 . S obzirom na fizičke karakteristike, najzastupljenije čestice bile su u obliku vlakana (51%), a zatim fragmenti (33%), dimenzijskog raspona ispod jednog milimetra (51,7%), i to prozirne (48%) i plave boje (16%), što opisom odgovara najzastupljenijim česticama u istraživanjima iz različitih dijelova svijeta. Vlaknasta struktura i fragmentiranost obilježja su sekundarne mikroplastike, a njena predominacija sugerira da su glavni izvori podmorski ispusti otpadnih voda, raspad odbačenog otpada, ribolovne aktivnosti i transport čestica s gradskih površina vjetrom ili odljevnim vodama. Korištene metode pokazale su se adekvatnima i pristupačnima za uzorkovanje, međutim, uz prostor za napredak kroz implementaciju preciznijih metoda te češće uzorkovanje na duži vremenski period za potpuniji uvid u prostorno vremenske fluktuacije mikroplastike u morskim ekosustavima.

Ključne riječi: mikroplastika; mikrovlakna; onečišćenje; Zadar; Šibenik.

Quantitative analysis of microplastics from marine areas of Zadar and Šibenik

ABSTRACT

Microplastics represent an exacerbating form of pollution that has spread through the environment even to most isolated natural habitats. This is caused by multiplicity of potential sources as well as the characteristics of particles that enable their spread through the environment in various ways. Also, a growing number of field and laboratory research provide insights into the potentially harmful effects of plastic micro-particles on natural habitats as well as organisms and ultimately entire communities that inhabit them. The aim of this study was to conduct a quantitative analysis of microplastics from the surface layers of the sea in harbors of Zadar and Šibenik by using a 300 μm mesh net. Project results showed that the average concentrations of microplastics in seawater in two urban areas were 0,80 particles/ m^3 . Regarding the physical characteristics, the most abundant particles were in the form of fibers (51%), followed by fragments (33%), mostly under one millimeter in size (51,7%), transparent (48%) and blue (16%) in color. This corresponds to the most represented type of particles from global research. Fibrous and fragmented structures are usually the characteristic of the secondary type of microplastics, therefore its predominance points to submarine wastewater discharges, decomposition of discarded waste, fishing activities and transport of particles from urban areas by wind or runoff as the main sources of pollution in this case. The methods used in this study proved to be adequate and also accessible for sampling, however, there is a need for progress through the implementation of more precise methods and more frequent sampling over a longer time period for a more complete insight into the spatio-temporal fluctuations of microplastics in marine ecosystems.

Keywords: microplastics; microfibers; pollution ; Zadar; Šibenik.

1. UVOD

1.1. Plastika

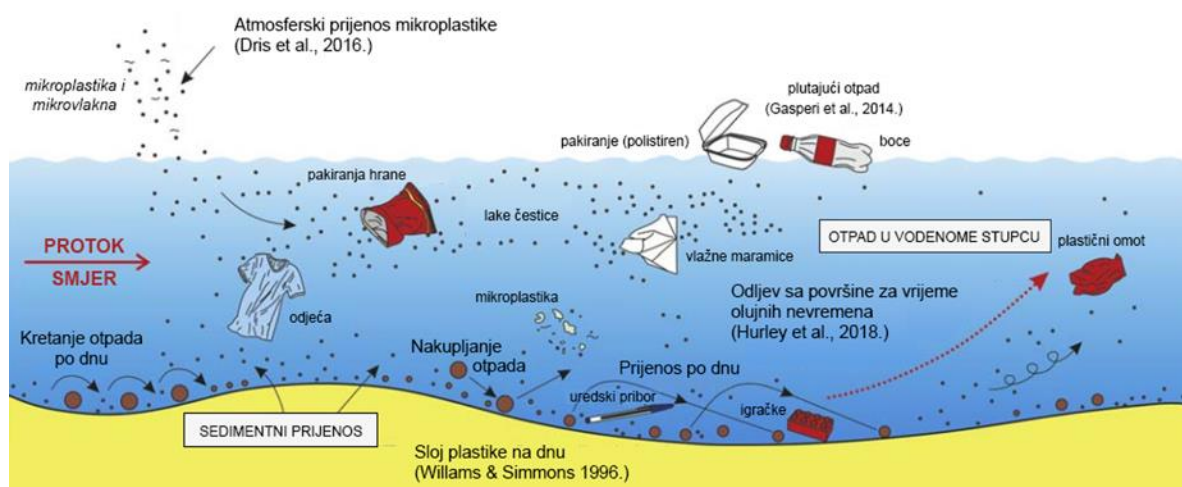
Plastika je skupni naziv za različite sintetičke polimere proizvedene povezivanjem monomera, dobivenih preradom fosilnih ugljikovodika u lance. Pojednostavljeno, polimeri su molekule sastavljene od mnogo istih ili sličnih jedinica, odnosno monomera. Primjeri nekih prirodnih polimera su škrob, hitin, DNA, celuloza ili svila. Od pojave prvih oblika plastičnih smola, plastika je kroz prošlo stoljeće postala najraširenijom, gotovo sveprisutnom ljudskom tvorevinom te u većoj ili manjoj mjeri zamjenjuje korištenje mnogih prirodnih materijala. Osim za gotove potrošačke proizvode namijenjene jednokratnoj ili dugoročnoj upotrebi, plastični se polimeri upotrebljavaju u proizvodnji sintetičkih vlakana, pjena, premaza, ljepila i ostalih aditiva. Ovisno o željenim karakteristikama, gotovi proizvodi mogu biti homogeni s obzirom na vrstu polimera, ili se mogu dobiti mješavinom više različitih vrsta te dodatkom aditiva poput plastifikatora (Worm i sur., 2017.; Geyer i sur., 2020.). Stoga se i podjela materijala može izvršiti na nekoliko načina. Jedna od najosnovnijih podjela jest ona na plastomere, duromere i elastomere. U plastomera (polietilen (PE), polipropilen (PP), itd.) je moguća višekratna manipulacija agregatnim stanjem te reciklaža. Strukturu duromera (poliuretani (PUR), silikoni, itd.) nakon proizvodnje je nemoguće vratiti u prvotno stanje, što reciklažu čini problematičnom. Elastomeri, kako sam naziv kaže, posjeduju elastična svojstva pa se nakon utjecaja vanjske sile te promjene oblika ili volumena vraćaju u prvotno stanje. (Lusher i sur., 2017.; Wang i sur., 2017.; Geyer i sur., 2020.).

Jedinstvene karakteristike te niska cijena proizvodnje materijala čine ga idealnim za upotrebu u svim granama industrije, stoga je 2019. godine u svijetu proizvedeno 368 milijuna tona plastičnih proizvoda, ne uračunavajući proizvodnju sintetičkih vlakana i aditiva (PlasticsEurope, 2020.). S rastućim potrebama čovječanstva raste i proizvodnja, stoga je čak polovina od ukupne količine ikad proizvedene nastala u posljednjih petnaestak godina te će se godišnja proizvodnja, ukoliko se ovakva stopa rasta nastavi do 2050. više nego utrostručiti. Različite vrste plastike upotrebljavane su u gotovo svim industrijskim sektorima, od pakiranja svih vrsta osobnih ili potrošačkih proizvoda, do građevine, autoindustrije, elektronike, poljoprivrede, u kućanstvima, medicinskoj, sportskoj i ostaloj opremi. Geyer (2020.) naglašava kako većinu proizvedene odnosno iskorištene plastike čine jednokratni ili proizvodi kratkog uporabnog vijeka koji će u relativno vrlo kratkom vremenskom periodu poslužiti svrsi, a zatim će postati otpadom. U toj fazi, količine spomenutog materijala i njegove karakteristike

povećavaju vjerojatnost neadekvatnog gospodarenja otpadom te dopijevaju istog u prirodne sustave (Andrady, 2011.; Kosior i Crescenzi, 2020.).

1.2. Antropogeni otpad u moru

Prisutnost plastičnog otpada u morskim sustavima bilježi se od samih početaka uporabe takvih materijala kroz dvadeseto stoljeće (Welden i Lusher, 2020.). Kombinacija djelovanja prirodnih uvjeta i značajnih varijabilnosti u karakteristikama materijala, uz nedostatak točnih podataka o zbrinjavanju odnosno ne zbrinjavanju otpada znatno otežavaju procjene količina otpada, razumijevanje njegove distribucije i kretanja u prirodnim sustavima te izradu preciznih modela. Procjene su stoga uglavnom vrlo široke i često naglašavaju nesigurnosti (Andrady, 2011.; Hahladakis i sur., 2018.; Geyer, 2020.; Hurley i sur., 2020.). Jambeck i sur. (2015.) godišnji unos plastike u oceane procjenjuju na između 4,8 i 12,7 milijuna tona, stoga se ukoliko ne dođe do znatnog smanjenja prelijevanja otpada u morske sustave, očekuje da će masa plastike u moru porasti deset puta i prerasti masu sveukupne morske ribe do 2050. Većina spomenutog otpada dolazi s kopna (Andrady, 2011.), a njegova distribucija ovisi o kombinaciji čimbenika (slika 1.). Gustoća materijala uglavnom određuje hoće li materijal tonuti, biti neutralne plovnosti ili se zadržati na površini mora plutajući. Međutim, pod utjecajem vode, jakih struja ili obraštaja živim organizmima, plovni materijali vremenom počnu tonuti. Dakle, stanje materijala vrlo često je promjenjivo, jer pod utjecajem prirodnih čimbenika dolazi do procesa poput slabljenja materijala, fragmentacije, ispuštanja kemijskih spojeva, promjene u omjeru površine i volumena, što uvelike može promijeniti uvjete za distribuciju materijala i interakciju sa živim svijetom (Lusher i sur., 2017.).



Slika 1. Shematski prikaz nekih načina transporta makro i mikroplastičnog otpada u moru (izvor: prilagođeno prema Gabbott i sur., 2020.).

1.3. Mikroplastika

Pojam mikroplastike odnosi se na sve plastične čestice čija je najveća dimenzija veličine od 1 μm do 5 mm (slika 2.). Smatra se kako plastika tog dimenzijskog raspona najčešće prodire u tijela živih jedinki, pa je klasifikacija prihvaćena iz praktičnih razloga od strane vodećih organizacija za očuvanje morskog okoliša i provođenje direktiva. S obzirom na oblik, mikroplastika se uglavnom dijeli na fragmente, vlakna, filmove, sfere ili sintetičke pjene. S obzirom na način nastajanja, mikroplastika se dijeli na primarnu i sekundarnu mikroplastiku. Većina čestica nastala je fragmentacijom odnosno raspadom većih komada plastike na one manje. Fragmentacija je kontinuirana pa je velika vjerojatnost da će se i same čestice mikroplastike fragmentirati na manje dijelove, dok ne dosegnu dimenzije nano čestica ($<1 \mu\text{m}$) (slika 2.). Dakako, procesi uvelike ovise o uvjetima u okolišu pa tako, primjerice, UV zračenje može znatno ubrzati raspad, dok će ga boravak u velikim dubinama vjerojatno usporiti ili zaustaviti. Prirodni uvjeti pokreću i potiču fizikalno-kemijske odnosno morfološke promjene čestica, dok svaka promjena u obliku ili gustoći može u potpunosti promijeniti daljnji utjecaj prirodnih uvjeta na česticu. Procesu su usko povezani i međuovisni te je razumijevanje dinamike mikroplastike u morskim sustavima još u početcima. Iako je njena prisutnost usko povezana s blizinom urbanih naselja, mikroplastika je pronađena u gotovo svim dijelovima mora i oceana, na obalama, od površinskih slojeva, u vodenome stupcu, do najvećih dubina, bez obzira na geografsku širinu i duljinu, kao i unutar živih organizama (Andrady, 2011.; Cesa i sur., 2017.; Lusher i sur., 2017.; Waller i sur., 2017.; Peeken i sur., 2018.; Jamieson i sur., 2019.; Hale i sur., 2020.).

Klasifikacija plastičnog otpada po veličini					
	$<1 \mu\text{m}$	5 mm	2.5 cm	$>1 \text{m}$	
	nano	mikro	mezo	makro	mega
					

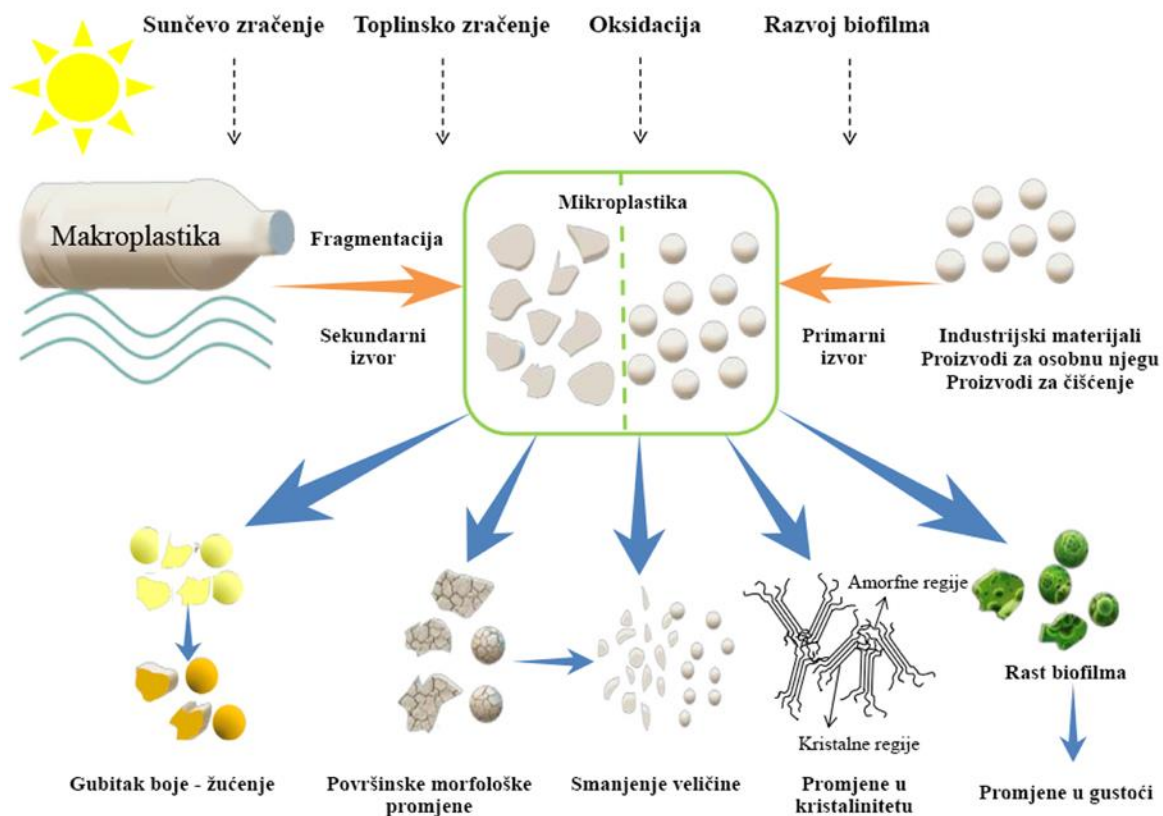
Slika 2. Podjela plastičnog otpada po veličinama (izvor: internetska stranica Microplastic research in Taiwan, Wordpress.com).

1.3.1. Primarna mikroplastika

Čestice mikroplastike koje su izvorno proizvedene u dimenzijama manjim od 5 milimetara smatraju se primarnom mikroplastikom. Najzastupljenije čestice ove vrste mogu se podijeliti u nekoliko kategorija. Peleti različitih plastičnih smola koji služe kao sirovina za proizvodnju gotovih proizvoda najčešće se izlijevaju u more prilikom transporta u lukama ili s brodova (Mato i sur., 2001.). Fragmenti korišteni u postupcima obrade površina poput poliranja ili pjeskarenja u morske sustave dopijevaju nošene vjetrom ili otpadnim vodama (Sundt i sur., 2014.; Shim i sur., 2015.; Bullard i sur., 2021.). Čestice prisutne u proizvodima za osobnu njegu i higijenu poput zubnih pasti, sapuna, šampona, maski za lice i ostalih kozmetičkih preparata zbog svojih dimenzija često zaobilaze filtraciju otpadnih voda te se prelijevaju u mora (Leslie, 2014.). Širenje svijesti o mikroplastici u proizvodima za njegu rezultiralo je poduzimanjem koraka prema zabrani takvih preparata na međunarodnoj razini. Tako je 2018. u Ujedinjenom Kraljevstvu zabranjena proizvodnja kozmetičkih preparata koji sadržavaju mikroplastiku (Guerranti i sur., 2019.).

1.3.2. Sekundarna mikroplastika

Sekundarna mikroplastika nastaje fragmentacijom ili raspadom većih plastičnih predmeta u okolišu na one manje. Stoga, ukupna masa otpada ostaje ista, ali broj čestica otpada smanjenjem dimenzija eksponencijalno raste (Browne i sur., 2007.; Worm i sur., 2017.). Proces se odvija *in situ*, unutar morskog okoliša ili na kopnu, nakon čega mikroplastika naknadno pronalazi svoj put u morske ekosustave te ne zahvaća isključivo otpad, već i predmete u uporabi (tekstil, automobilske gume, ribarske alate, itd.). Brojni fizikalni, kemijski i biološki potpomognuti procesi slabljenja materijala uzrokuju fragmentaciju (slika 3.), s tim da abiotički procesi u pravilu prethode bilo kakvim biološkim (primjerice razgradnja površinskog sloja plastike prouzročena lučenjem enzima mikroorganizama koji na njemu žive) (Shah i sur., 2008.). Najčešće se radi o mehaničkoj abraziji, oksidaciji ili hidrolizi, djelovanju UV zračenja, temperature i kisika, čemu je najizloženija sama površina plastičnog materijala. Stoga se raspad čestica mikroplastike, zbog velikog omjera površine naspram volumena, odvija značajno brže od raspada većih komada plastike (Browne i sur., 2007.; Cole i sur., 2011.; Gewert i sur., 2015.).



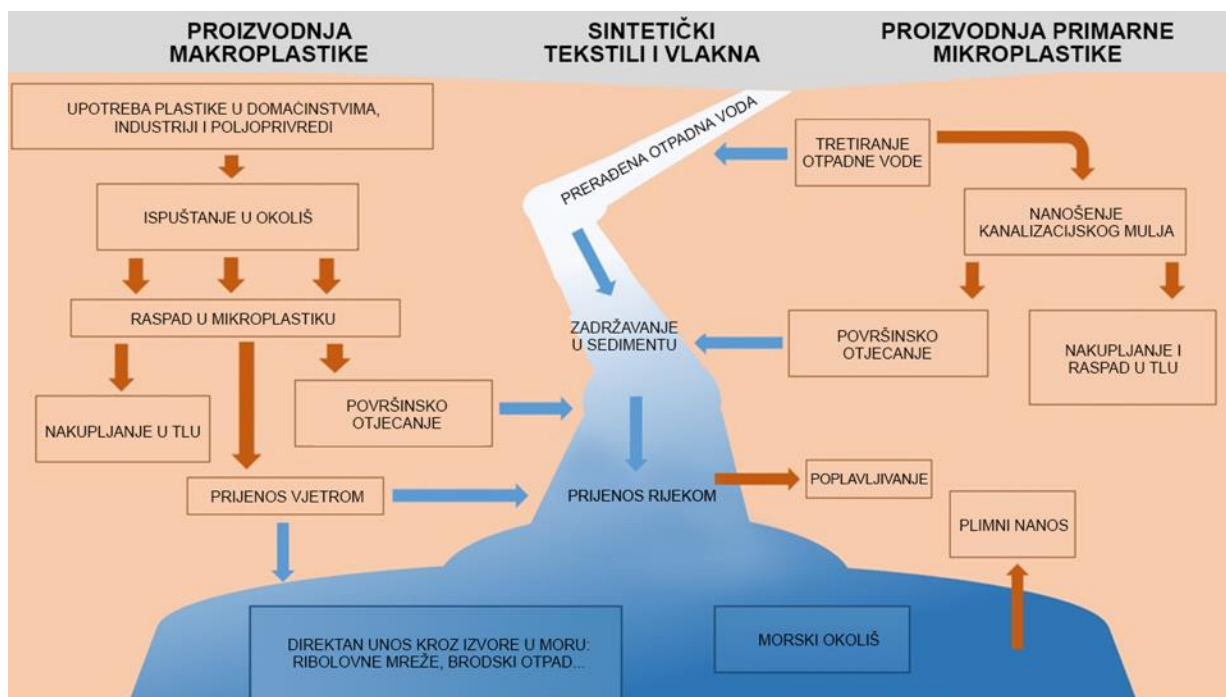
Slika 3. Primarna i sekundarna mikroplastika – fragmentacija i ostale promjene u karakteristikama materijala uzrokovane fizikalnim, kemijskim i biološkim procesima (izvor: prilagođeno prema Guo i Wang, 2019.).

1.4. Izvori mikroplastike

Izvori onečišćenja sekundarnom mikroplastikom mogu biti točkasti ili difuzni. Dobar primjer točkastog izvora onečišćenja predstavljaju kanalizacijski otvori, gdje se iz jedne točke kontinuirano ispušta mikroplastika. S druge strane, onečišćenje difuznim putem nema jednu preciznu, određenu točku iz koje izvire, već obuhvaća neko šire područje izviranja. Mikroplastika nastala raširenim procesom trošenja automobilskih guma čije čestice nošene vjetrom ili kišnicom padaju u more, primjer je difuznog zagađenja (Siegfried i sur., 2017.).

Kako je riječ o česticama malih dimenzija, izvorišta su, kao i načini prijenosa u morske ekosustave brojna; obalni turizam, industrijske djelatnosti, poljoprivreda, prijenos otpadnim vodama, riječnim slivovima, atmosferski prijenos ili direktan raspad predmeta koji su već u moru ili u njegovoj neposrednoj blizini. Dakle, izvorišta su posvuda, samo je pitanje kojim će mehanizmima transporta mikroplastika dospjeti u morske sustave (slika 4.).

Riječni sustavi, čiji su sedimenti i vode i sami onečišćeni mikroplastikom koja dolazi s kopna, smatraju se jednim od glavnih prijenosnika čestica u morske sustave. Brojni izvori onečišćuju duž tokova rijeka, da bi na mjestima ušća otpad završio u moru (slika 4.). Lebreton i sur. (2017.) smatraju da se radi o 2,5-4 milijuna tona otpada godišnje. Nadalje, modelima unosa prikazivane su količine mikroplastike koje su određenim rijekama nošene u mora, stoga je unos rijeke Po u Jadransko more procijenjen na između 120 i 400 tona godišnje (van der Wal i sur., 2015.; Siegfried i sur., 2017.). Unos mikroplastike u rijeke i mora usko je povezano s gustoćom naseljenosti, razinom pročišćavanja otpadnih voda i stupnjem urbanizacije. Visoke koncentracije šireg spektra plastičnih čestica iz domaćinstava ili industrije vodovodnim sustavima dopijevaju u postrojenja za pročišćavanje otpadnih voda, gdje je moguće otkloniti značajan udio čestica. Međutim, kroz pogone prolaze enormne količine vode, stoga i ona postrojenja s visokom učinkovitosti odstranjivanja otpada svejedno propuštaju značajne količine mikroplastike u vodene ekosustave (Talvitie i sur., 2017.). Murphy i sur. (2016.) ukazuju na svakodnevno propuštanje 65 milijuna čestica mikroplastike kroz pogon za pročišćavanje koji služi 650000 ljudi, usprkos učinkovitosti pročišćenja od 98%. Pranjem rublja dolazi do otpuštanja mikrovlakana iz tekstila koji je danas u velikoj mjeri sintetički, a stope oslobađanja variraju, ovisno o materijalu, od stotina tisuća do nekoliko milijuna vlakana po kilogramu tekstila. Prema Međunarodnom savezu za očuvanje prirode i prirodnih bogatstava (IUCN), ovo je izvor trećine mikroplastike u svjetskim morima i oceanima (Napper i Thompson, 2016.; Boucher i Friot, 2017.; Acharya i sur., 2021.). Nadalje, preradom otpadnih voda dio mikroplastike nataložiti će se s ostatkom otpada u kanalizacijski mulj koji se u poljoprivredi često koristi kao fertilizator, stoga će se čestice opet unijeti u prirodne sustave (slika 4.) (Auta i sur., 2017.; Horton i sur., 2017.). Odljevi oborinskih voda i poplave također uzrokuju povećanje unosa mikroplastike iz raznih difuznih izvora te izravno pogađaju područja priobalja i riječnih ušća. Odljev oborinske vode izravno prenosi čestice s kopna u more, a uglavnom se radi o gradskom otpadu s cesta (npr. nastalom trošenjem automobilskih guma) (Magnusson i sur., 2016.; Zhang, 2017.; Hurley i sur., 2018.; de Jesus Piñon-Colin i sur., 2020.). Usto, velik omjer površine spram volumena čini mikroplastiku pogodnom za atmosferski prijenos okolišem. Uglavnom se radi o tekstilnim vlaknima manjima od 500 µm. Dokumentirano je strujanje čestica iznad gradskih sredina (Dris i sur., 2016.; Cai i sur., 2017.; Wright i sur., 2020.), a isto tako više autora potvrđuje strujanje čestica u atmosferi iznad oceana, na lokacijama udaljenim od obala i ljudske aktivnosti (Liu i sur., 2019.; Evangeliou i sur., 2020.; Trainic i sur., 2020.; Wang i sur., 2020.; Ding i sur., 2022.).



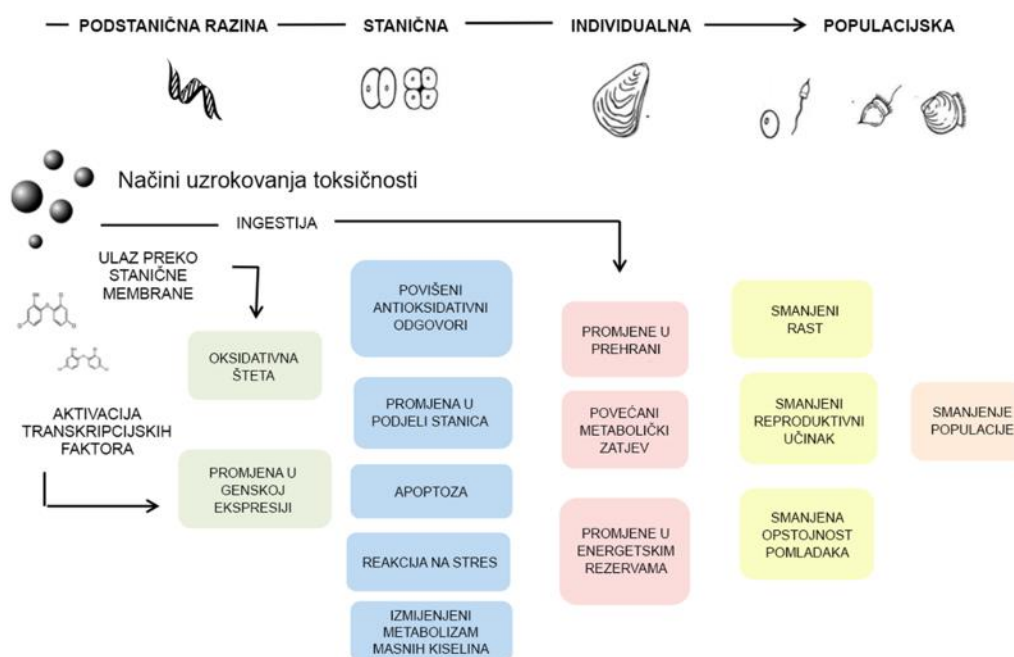
Slika 4. Izvori mikroplastike i mehanizmi transporta u morske sustave (izvor: prilagođeno prema Horton i sur., 2017.).

Marikultura i ribarstvo predstavljaju bitan, *in situ* izvor mikroplastike, budući da su u tim djelatnostima plastični alati uobičajeni (Andrady, 2011.). Otpuštanje otpada povezano je s prirodom potpomognutim raspadom, trošenjem materijala, kao i sa slučajnim gubicima s uzgojnih lokacija i plovila (Lusher i sur., 2017.; Chen i sur., 2018.; Zhu i sur., 2019.). Napper i sur. (2022.) ukazuju na značajna otpuštanja mikroplastike tijekom uporabe polipropilenskih ribarskih konopa. Isto tako, izgubljene ili odbačene ribarske mreže direktno ispuštaju sintetička vlakna fragmentacijom (Lusher i sur., 2017.; Montarsolo i sur., 2018.; Wright i sur., 2021.).

1.5. Utjecaj na živi svijet

Posljednjih godina može se posvjedočiti porastu znanstvenih radova koji se bave tematikom utjecaja mikroplastike na zdravlje okoliša. Prisutnost plastičnih čestica zabilježena je terenskim uzorkovanjima unutar tijela divljih jedinki različitih vrsta, iz svih predjela morskih staništa, dok se mehanizmi unosa i učinci na zdravlje potvrđuju laboratorijskim istraživanjima (De Sá i sur., 2018.; Lusher i sur., 2020.; Miller i sur., 2020.). Glavni mehanizam unosa čestica u organizam jest ingestija, odnosno proces hranjenja, prilikom kojega životinje mogu zamijeniti mikroplastiku za sitniji plijen, ili se unos događa neselektivno, kao kod organizama koji se hrane filtrirajući vodu (de Sá i sur., 2015.; Setälä i sur., 2016.). Opća pretpostavka koja vrijedi

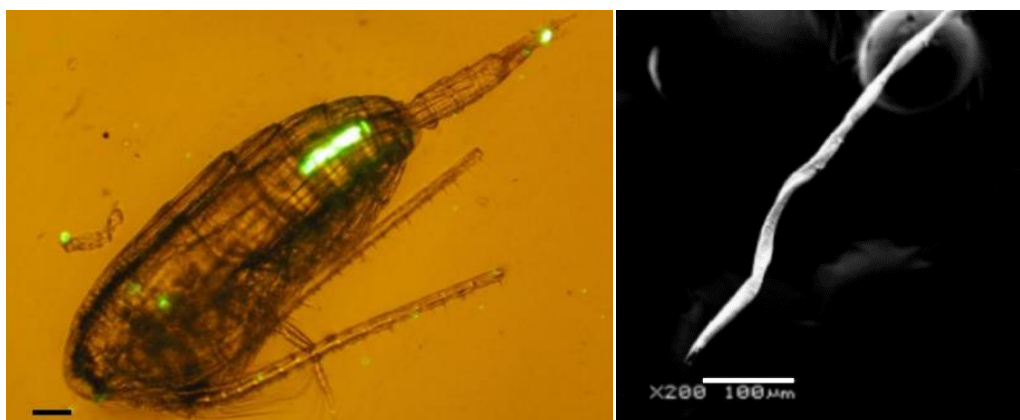
za sve organizme jest da unos mikroplastike ovisi o morfološkim karakteristikama čestica, njihovoj koncentraciji i prostornoj distribuciji te o biološkim čimbenicima poput životnog stadija jedinke, prehrambenih navika i slično (Botterell i sur., 2019.; Ma i sur., 2020.). Unosom plastičnih čestica, one se mogu eliminirati kroz probavni sustav ili se dugoročno zadržati u organizmu vezanjem ili ulaskom u različita tkiva te prouzrokovati negativne reakcije. Šteta je moguća kroz mehanička oštećenja, kroz reakcije stanica na kemijski sastav aditiva dodanih u plastiku u procesu proizvodnje, ili reakciju na toksine koji se na hidrofobnu plastiku s lakoćom vežu u prirodi (Avio i sur., 2017.; Chae i An, 2017.; Ma i sur., 2020.). S manjim dimenzijama čestica povećava se broj i raznolikost vrsta za potencijalan unos. Također se povećava omjer površine i volumena te osjetljivost na raspad i otpuštanje kemikalija, stoga se potencijalna toksičnost mikroplastike i njenih kemikalija smatra izraženijom kod organizama jako male tjelesne mase, poput planktona ili životinja u ličinačkoj fazi (Andrady, 2011.; Auta i sur., 2017.). Istraživanja su također pokazala prijenos mikroplastike i vezanih kemikalija hranidbenim lancem s plijena na predatora; od nižih razina do samih vrhova hranidbenih lanaca (Hermabessiere i sur., 2017.; Chagnon i sur., 2018.; Nelms i sur., 2018.; Bessa i sur., 2019.; Nelms i sur., 2019.; Moore i sur., 2020.). Brojne studije prijavljuju nepovoljan utjecaj na jedinke različitih vrsta s negativnim učincima na različite organske sustave, među kojima su i reproduktivni, što uz ostale negativne učinke u konačnici implicira na zdravlje čitavih zajednica i vrsta (slika 5.) (Cole i sur., 2015.; Sussarellu i sur., 2016.; Yin i sur., 2018.; Ma i sur., 2020.; Piccardo i sur., 2020.).



Slika 5. Nepovoljni učinci unosa mikroplastike na zdravlje jedinke mogu se proširiti na čitave zajednice (izvor: prilagođeno prema Galloway i Lewis, 2016.).

1.5.1. Utjecaj na planktonske zajednice

Fitoplankton čini temelj hranidbenog lanca morskih sustava hraneći cijeli niz organizama od planktonskih organizama do kitova, te ima ključnu ulogu u proizvodnji kisika i kruženju ugljika u okolišu. Mikroplastika se nakuplja na površinskom mikrosloju mora (Song i sur., 2014.) što u većim količinama potencijalno može umanjiti prolaz svjetla potrebnog za fotosintezu i proizvodnju kisika (Liu i sur., 2019.; Gola i sur., 2021.). Bhattacharya i sur. (2010.) alge iz rodova *Chlorella* i *Scenedesmus* izlažu nanoplastici (0,02 μm , 0,08–0,8 mg/mL) te bilježe smanjenje u stopi fotosinteze i oksidacijski stres, uzrokovane vezanjem (adsorpcijom) algi i nanoplastike. Ometanje rasta mikroalgi je isto tako promatrano (Liu i sur., 2019.; Wu i sur., 2019.). Pokazuje se, kako veću toksičnost prema fitoplanktonu uzrokuju manje čestice, zbog lakšeg reagiranja s algama (Sjollema i sur., 2016.; Zhang i sur., 2017.). Shodno tome, Liu i sur. (2019.) utvrđuju kako manje čestice nanoplastike vežući se za površinu jednostaničnih algi uništavaju njihove stanične stijenke. Glavnu poveznicu između primarnih proizvođača i organizama na višim razinama hranidbenog lanca čine zajednice zooplanktona te tako imaju ključnu ulogu u kruženju nutrijenata u morskom okolišu. Terenske i laboratorijske studije karakteriziraju interakcije mikroplastike s više vrsta zooplanktona, poput kopepoda, kolnjaka, rašljoticalaca, trepetljikaša, ličinki mnogočetinaša i drugih (Setälä i sur., 2014.; Desforges i sur., 2015.; Botterell i sur., 2019.). Sun i sur. (2017.) pronalaze mikroplastiku unutar pet različitih vrsta zooplanktona iz Južnog kineskog mora. Slične nalaze potvrđuju Taha i sur. (2021.) (slika 6. b)), dok Cole i sur. (2013.) demonstriraju mogućnost ingestije u laboratorijskim uvjetima (slika 6. a)). Cole i sur. (2015.) navode smanjenje u hranjenu ugljičnom biomasom i algama (11% manje) te smanjenje u fekunditetu u kopepoda *Calanus helgolandicus* izloženog mikroplastici (20,0 μm , 75 čestica/mL). Negativni učinci jednako su,

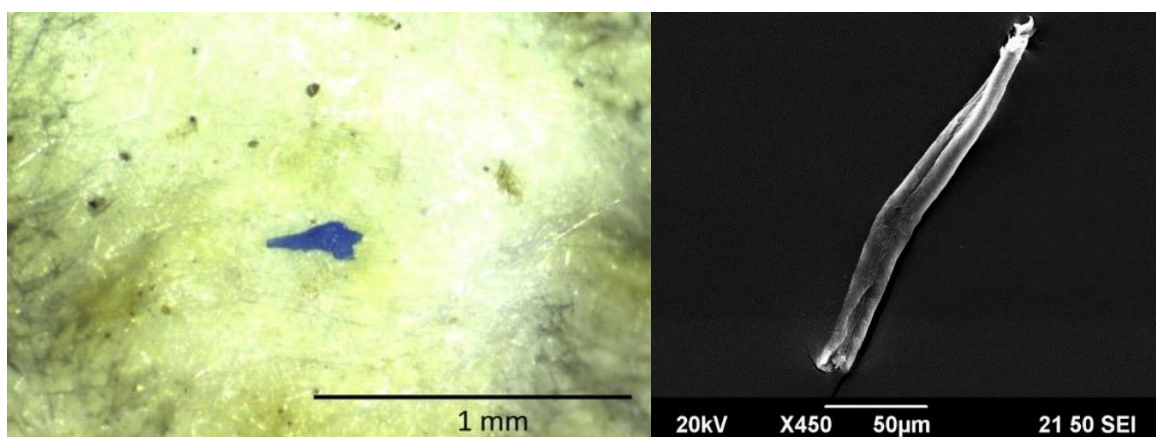


Slika 6. a) mikroplastika (20,6 μm) unutar kopepoda *Calanus helgolandicus*, laboratorijsko istraživanje (izvor: Cole i sur., 2013.); b) mikro vlakno iz tijela divljeg zooplanktona, terensko istraživanje ingestije (izvor: Taha i sur., 2021.). Linije predstavljaju 100 μm .

laboratorijski, prikazani izlaganjem organizama nižim koncentracijama mikroplastike, kako bi se vjerodostojnije reproducirali uvjeti kontaminacije u okolišu. Na taj način Gambardella i sur. (2017.) utvrđuju poremećaje u enzimskoj aktivnosti ličinki *Amphibalanus amphitrite* i *Artemia franciscana* izloženim mikroplastici (0,1 μm , 0,001–0,1 mg/L). Budući da se radi o organizmima malih dimenzija i sitne tjelesne mase, veću opasnost kao i kod fitoplanktona, predstavljaju čestice manjih dimenzija, poradi lakšeg reagiranja (Rist i sur., 2017.). Setälä i sur. (2014.) u svojoj studiji dokazuju trofički prijenos fluorescencijom označene mikroplastike iz tijela manjih planktonskih organizama (mesozooplankton) u tijela većih planktonskih organizama koji se njima hrane (macrozooplankton).

1.5.2. Utjecaj na beskralježnjake

Uz planktonske beskralježnjake, mikroplastika utječe na ostale vrste u hranidbenom lancu poput školjkaša, pješkulja, vitičara, trpova, rakova i drugih (Watts i sur., 2014.; Avio i sur., 2015.; Van Cauwenberghe i sur., 2015.; Mohsen i sur., 2019.; Xu i sur., 2020.). Primjerice, Xu i sur. (2020.) pronalaze plastične čestice u 55% od 312 testiranih divljih jedinki, odnosno u 32 različite vrste puževa, rakova i školjkaša iz priobalnih područja Hong Konga (0,08-18,4 čestica po jedinki ili 0,025-9,684 čestice g^{-1} mase). Budući da mikroplastika putuje kroz vodeni stupac prema dnu, gdje se taloži (Woodall i sur., 2014.), smatra se kako ima posebno negativan utjecaj na bentičke zajednice beskralježnjaka koje čine značajan udio morskih organizama (Sharma i Chatterjee, 2017.; Zhang, 2017.). Courtene-Jones i sur. (2017.) otkrivaju plastiku u tijelima dubokomorskih (>2200 m) bodljikaša i puževa u koncentracijama usporedivim s razinama kontaminacije organizama iz priobalja (slika 7. b)).



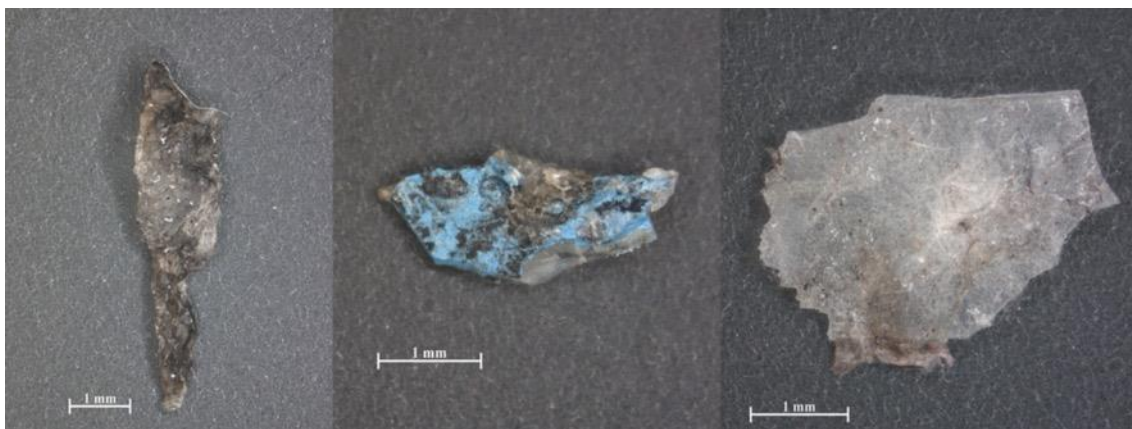
Slika 7. a) mikroplastični fragment iz tijela dagnje (Norveška) (izvor: Bråte i sur., 2018.); b) jedno od mikrovlakana iz tijela dubokomorskih (>2200 m) bentičkih beskralježnjaka (izvor: Courtene-Jones i sur., 2017.).

Laboratorijske studije dokazuju potencijalne štetne učinke mikroplastike na cijeli niz bioloških procesa bentičkih beskralježnjaka u svim životnim stadijima, a posebice na jedinke u ličinačkim fazama, dok su, s obzirom na prehrambene navike, najpogođeniji svežderi i vrste koje se hrane sedimentom (Mason i sur., 2022.). Školjkaši, koji služe kao dobar pokazatelj čistoće mora, isto tako unose velike količine mikrootpada, koji im može prodrijeti u optjecajni sustav i zadržati se u hemolimfi na duže periode, povećavajući pritom vjerojatnost za prijenos putem hranidbenog lanca, što vrijedi i za vrste posebno lovljene ili uzgajane za ljudsku konzumaciju (Browne i sur., 2008.; Van Cauwenberghe i Janssen, 2014.). Jedinke dagnji (*Mytilus* spp.) s petnaest lokacija iz obalnih voda Norveške sadržavale su u prosjeku $0,97 \pm 2,61$ česticu g^{-1} mase (slika 7. a)), dok su one iz Kantabrijskog mora i Ria de Vigo estuarija u Španjolskoj sadržavale $2,55 \pm 2,80$ čestica g^{-1} mase, odnosno $1,59 \pm 1,28$ čestica g^{-1} (Bråte i sur., 2018.; Reguera i sur., 2019.).

1.5.3. Utjecaj na kralježnjake

Sve brojnija istraživanja mikroplastike u vodenom okolišu pokazuju kako je unos plastičnih čestica u riba česta pojava. Mikroplastika je zabilježena kod trećine pregledanih riba u svijetu, koje spadaju u preko četiri stotine morskih i slatkovodnih vrsta, u prosjeku s više od dvije čestice ($2,6 \pm 0,2$) po jedinki (Azevedo-Santos i sur., 2019.; Markic i sur., 2020.). Riba iz sjevernog, srednjeg i južnog Jadrana sadržavale su u prosjeku po $1,34 \pm 0,61$ česticu, bez značajnih razlika u prosječnim količinama između regija. Što se tiče ispitivanja ingestije u odnosu na vrstu staništa, Lusher i sur. (2013.) pronalaze u prosjeku $1,90 \pm 0,10$ čestica u trećini testiranih riba La Manchea, bez značajnih razlika u učestalosti pojave mikroplastike između pelagičnih i bentičkih vrsta. Ipak, u Portugalu, Neves i sur. (2015.) bilježe mnogo veću učestalost pojave mikroplastike kod bentičkih (63,5%) naspram pelagičnih vrsta (36,5%), dok su srednje vrijednosti bile ujednačenije ($0,27 \pm 0,63$ čestice po ribi). S druge strane, učestalost pojave kao i ukupne količine plastike pokazale su se većima u pelagičnim vrstama ($39,1\%$, $0,80 \pm 0,71$ čestica po ribi) u odnosu na one bentičke ($10,3\%$, $0,12 \pm 0,11$ čestica po jedinki) s lokacija nedaleko od Kyushua u Japanu (Yagi i sur., 2022.). Navedene razlike ukazuju na kompleksnu povezanost prostorne dinamike mikroplastike s ostalim čimbenicima koji utječu na njenu dostupnost i interakciju sa živim organizmima. Slijedom toga, količine kontaminacije između vrsta često variraju s obzirom na prehrambene navike, stoga Mizraji i sur. (2017.) pronalaze kako su u usporedbi s biljojednim i mesojednim ribama svežderi unosili najveće količine plastike, dok su Wootton i sur. (2021.) promatrali veće količine otpada u mesojeda i

detritivora u odnosu na biljojede i sveždere. Poznat je i potencijal plastike kao vektora za prijenos uzročnika bolesti, a na mikroplastici iz mora pronađeno je 28 vrsta bakterija, među kojima i *Aeromonas salmonicida* koja uzrokuje infekcije u slatkovodnih riba i nije uobičajena u moru. Nalazi stoga potvrđuju kako bakterijske zajednice nošene plastikom mogu biti potpuno drukčije od onih u okolnoj vodi (Viršek i sur., 2017.). Osim toga, pronalazak mikroplastike u višim predatorskim vrstama poput igluna (*Xiphias gladius*), plavoperajne (*Thunnus thymus*) i dugoperajne tune (*Thunus alalunga*) (slika 8.) te mačke crnouste (*Galeus melastomus*) iz Sredozemnog mora ukazuje na prijenos kontaminacije putem hranidbenog lanca (Romeo i sur., 2015.; Alomar i Dudero, 2017.). Osim riba, onečišćenje je prisutno u barem 56% vrsta morskih te značajnom broju slatkovodnih vrsta ptica, koje su nerijetko pri vrhu hranidbenog lanca unutar svojih životnih prostora (Gall i Thompson, 2015.; Holland i sur., 2016.). Analize istraživanja pokazuju kako 88% uzorkovanih morskih kornjača, uz veće komade plastike, sadrže i mikroplastiku i to u zabrinjavajuće visokim prosječnim koncentracijama (121,7 čestica po kornjači) (Ugwu i sur., 2021.). Besseling i sur. (2015.) pronalaze mikroplastiku unutar ostataka nasukanog grbavog kita (*Megaptera novaeangliae*), dok su Hernandez-Gonzalez i sur. (2018.) pronašli mikroplastiku u ostacima svih 35 dupina nasukanih na obale Galicije.



Slika 8. primjeri mikroplastike u obliku fragmenata iz tijela a) igluna (*X. gladius*), b) plavoperajne tune (*T. thymus*) i c) dugoperajne tune (*T. alalunga*) (izvor: Romeo i sur., 2015.).

2. PREGLED LITERATURE

Palatinus i sur. (2019.) provode ispitivanje zastupljenosti mikroplastike na 26 lokacija u moru zadarskog arhipelaga te pronalaze zagađenost česticama (0,3–5 mm) u prosječnoj koncentraciji od $0,9 \pm 1,9$ čestica/m³, odnosno, $0,5 \pm 0,4$ čestice/m³ (ako se oduzme ekstremno izuzetak). Autori navode općenito nekoliko puta više koncentracije zagađenja u otvorenom moru za razliku od lokacija u zatvorenijem kanalu. Također, Parać i sur. (2022.) provode istraživanje na području Šibenika u kanalu sv. Ante, uzimajući uzorke na različitim dubinama s obzirom na stratifikaciju vode na tom području i pronalaze najveće koncentracije mikroplastike u površinskom sloju mora (3,68 čestica/m³), dok je najmanja koncentracija bila u dubljem sloju uzorkovanog mora (0,13 čestica/m³). Među nalazima dominirala je manja mikroplastika (<1 mm) (68,5–80,9%). Autori zaključuju da jaka stratifikacija po salinitetu ne utječe na uobičajenu distribuciju mikroplastike u različitim slojevima vodenog stupca. Isto tako na području Hrvatske, Blašković i sur. (2017.) analiziraju sediment prikupljen iz uvala na području NP Telašćica (3–15 metara dubine mora) te na različitim lokacijama pronalaze mikroplastiku u količinama između 15 i 392 čestice po kilogramu suhog sedimenta. Uz navedeno, Zeri i sur. (2018.) provode istraživanja površinskog sloja mora na različitim lokacijama u Jadranu među kojima je i Splitski kanal te pronalaze $315\ 009 \pm 568\ 578$ čestica/m² (217 ± 575 g/m²). Iako postoje istraživanja koja su provedena i Jadranskome moru, pregledom dostupne literature postaje jasno kako su ispitivanja zagađenosti mikroplastikom na području Republike Hrvatske malobrojna te se ističe potreba za povećanjem broja istraživanja kako bi se stvorila potpunija slika o stanju onečišćenosti mora.

De Lucia i sur. (2018.) koncentracije mikroplastike s očekivano zagađenih lokacija na ušćima rijeka Po u Jadranu ($0,641 \pm 0,231$ čestica/m³) i Tiber u Tirenskome moru ($0,568 \pm 0,156$ čestica/m³) uspoređuju s lokacijama udaljenijih otoka (Lipari, Ischia, Asinara i Tremiti) gdje je prosječna koncentracija iznosila $0,297 \pm 0,044$ čestice/m³. Gajšt i sur. (2016.) u periodu od dvadeset mjeseci ispituju zagađenost u sjevernom Jadranu na području Slovenije te u moru pronalaze prosječno $5,41$ česticu/m³ ($0,16$ – $35,5$ čestica/m³). Capriotti i sur. (2021.) u talijanskom dijelu centralnog Jadrana pronalaze u prosjeku $2,65$ čestica/m³ te opažaju rast u koncentracijama mikroplastike s udaljenošću od obale.

Mikroplastika je zabilježena na brojnim lokacijama u moru u ostatku svijeta, među kojima su gradske sredine kao i izoliranije lokacije na pučini (tablica 1.). Primjerice, duž obale Toskane pronađeno je $0,27 \pm 0,33$ čestice/m³ (Baini i sur., 2018.), a u zaljevu Galway u Irskoj $0,56 \pm$

0,33 čestice/m³. Također, u Mramornome moru koncentracija je iznosila 12,63 čestice/m³, dok je u Levantskome moru iznosila 7,68 ± 2,38 čestica/m³. S druge strane, u Tihom oceanu na površinskom sloju mora zabilježeno je 2080 ± 2190 čestica/m³, dok je u ekvatorijalnom dijelu Atlantskog oceana zabilježena tek 0,01 čestica/m³.

Tablica 1. Koncentracije (n/m³), oblici i boje mikroplastike pronađene na različitim lokacijama u svijetu.

lokacija	mreža (μm)	koncentracija (čestica/m³)	najzastupljeniji oblici	najzastupljenije boje	izvor
Italija; otoci, Po, Tiber	333	0,297 (otoci); 0,642 (Po); 0,568 (Tiber)	vlakna 50%, fragmenti 30%	crna 22% prozirna, 19%, plava 19%	de Lucia i sur., 2018.
obala Toskane, Italija	330	0,27 ± 0,33	fragmenti 62%, vlakna 29%	/	Baini i sur., 2018.
Cabrera, Baleari	335	3,52 ± 8,81	fragmenti 50%, vlakna 44%	plava 35%, prozirna 32%	Fagiano i sur., 2022.
Bou-Ismaïl zaljev, Alžir	330	0,86 ± 0,35	vlakna 32%, fragmenti 27%	/	Setiti i sur., 2021.
Brest, Francuska	335	0,24 ± 0,35	fragmenti 53%, vlakna 25%	/	Frere i sur., 2017.
Lionski zaljev	333	0,18 – 0,19	vlakna 60-70%,	/	Constant i sur., 2018.
Mramorno more	333	12,63	fragmenti 62%, filmovi 20%	bijela 31%, prozirna 24%, plava 16%	Tunçer i sur., 2018.
Levantsko more	333	7,68 ± 2,38	fragmenti 96%	prozirna, bijela	van der Hal i sur., 2017.

Galway, Irska	300	0,56 ± 0,33	vlakna 81%, fragmenti, 12%	plava, crvena, crna	Frias i sur., 2020.
Stockholm, Švedska	335	1,37	vlakna 82%	plava, crvena, crna	Gewert i sur., 2017.
Chabahar, Omanski zaljev, Iran	333	0,49 ± 0,43	vlakna 33%, fragmenti 27%, peleti 15%	bijela 33%, plava 24%, crvena 15%	Aliabad i sur., 2019.
obala Indije (SW)	300	1,25 ± 0,88	fragmenti 42%, vlakna 38%	/	Robin i sur., 2019.
Benoa, Bali, Indonezija	300	0,62	fragmenti 73%, pjena 17%	/	Suteja i sur., 2021.
Haikou, Istočno kinesko more	333	0,44 ± 0,21	vlakna 83%	crna 71%, crvena 12%, bijela 8%	Qi i sur., 2020.
Tokio, Japan	350	3,98	fragmenti 75%, pjena 13%	bijela 24%, plava 23%, prozirna 23%	Nakano i sur., 2021.
Banderas, Meksiko	333	0,013 – 0,044	film 41%, fragmenti 40%	bijela 44%, prozirna 29%, plava 11%	Pelamatti i sur., 2019.
Niterói, Brazil	333	4,9 – 56,33	fragmenti 54%, vlakna 27%	plava, zelena, prozirna, crna	Castro i sur., 2020.
Tihi ocean (NE)	333	2080 ± 2190	vlakna	plava, crvena, crna	Desforges i sur., 2014.
ekvatorijalni Atlantski ocean	300	0,01	fragmenti	bijela, crna	Ivar do Sul i sur., 2013.

3. CILJ I SVRHA RADA

Cilj ovog istraživanja je provođenje kvantitativne analize mikroplastike prikupljene uzorkovanjem površinskih slojeva morske vode na užem području Zadra i Šibenika, te analiza stanja onečišćenosti usporedbom s nalazima već provedenih studija uz osvrt na korištene metode i rezultate iz perspektive postojećih saznanja o fenomenu mikroplastike. Svrha rada je doprinos razumijevanju i širenju svijesti o mikroplastici kao izrazito kompleksnoj vrsti onečišćenja kao i njenom praćenju u prirodnim sustavima.

4. MATERIJALI I METODE

4.1. Područje istraživanja

Zadar je smješten u središnjem dijelu istočne obale Jadranskog mora. Na zadarskom području strujanje mora je dvoslojno te prati opću cirkulaciju u Jadranu, dok je tik uz obalu i u zavalama često obrnuto od smjera kazaljke na satu (Frančić i sur., 2015.). Cirkulacija je također pod utjecajem vjetera, koji bitno utječe na površinski sloj mora. U periodu u kojem je odrađeno uzorkovanje dominiraju dužobalne struje SE i NW smjera, što se poklapa s predominantnom izloženosti vjetrovima iz tih smjerova i čemu pogoduje izduženi oblik kanala. Ističe se utjecaj maestrala, a također jugo stvara veće valove, koji se za vrijeme puhanja bure ne mogu stvoriti zbog kratkog privjetrišta (Frančić i sur., 2015.). U mirnijim vremenskim uvjetima morske struje uglavnom teku brzinom od 0,5 čvorova, dok jačim puhanjem vjetera površinski sloj može dostići brzinu od dva do tri čvora uz smanjenje brzine strujanja već na manjoj dubini. Na području grada u more se ulijeva samo manji potok Ričina čiji vodotok nije stalan, a ulijeva se u jugoistočnom dijelu grada (Gaženica) (Sager i Kralik, 2012.), dok se najbliže ušće (Zrmanje) nalazi tek u Novigradskom moru. Lokacija uzorkovanja u Jazinama dijelom je samog zadarskog gradskog centra i samim time je pod velikim utjecajem ljudskih aktivnosti, stoga nekoliko čimbenika predstavlja moguć izvor onečišćenja. Tu treba naglasiti visoku razvijenost ribarstvenih djelatnosti u čitavoj županiji. Uz to, na županijskom području postoji 61 prijavljeni ispus industrijskih otpadnih voda. Nadalje, Zadar je kao i Šibenik turistički grad te pritisak na infrastrukturu i okoliš raste u ljetnim mjesecima kada se broj ljudi umnogostruči. U tome važnu ulogu ima morski promet koji može biti izvorom onečišćenja, stoga se pored brojnih manjih marina i luka različitih namjena duž obale grada, posebno ističu Putnička luka Zadar na Poluotoku te Putnička i teretna luka Gaženica za koje je najavljeno 159 pristajanja kruzera u 2023. godini. Kroz teretnu luku u Gaženici je 2022. također prošlo više od 540000 tona tereta (Lučka uprava Zadar) (Dadić i sur., 1994.; Erdelez i sur., 2011.; Frančić i sur., 2015.; Peroli i Krvavica, 2016.).

Grad Šibenik smješten je u sjevernoj Dalmaciji, na mjestu utoka rijeke Krke u Jadransko more, između Zadra na sjeverozapadu i Splita na jugoistoku. Estuarij rijeke Krke dugačak je 23,5 kilometra od slapa Skradinski buk do mora s južne strane tvrđave sv. Nikole. U stratificiranom estuariju prisutan je površinski sloj bočate vode koji se kreće prema moru, dok se donji sloj morske vode kreće kao protustruja, uzvodno. Također je prisutna haloklina koja služi kao barijera gdje se sprječava miješanje slojeva vode (Parać i sur., 2022.). Riječna voda koja

završava u estuariju iznimno je čista zbog prisutnosti velikog broja slapova, jezera i sedrenih barijera duž vodotoka rijeke Krke (Marcinek i sur., 2020.), a uzvodno se također nalazi nacionalni park koji doprinosi održavanju čistoće i očuvanju prirodnih ljepota u tog područja. Na prostoru Šibenika valja istaknuti utjecaj bure, posebice na sjeverozapadnom dijelu luke, koja može uzrokovati veće valove i brzinu strujanja od dva čvora, uz nešto manju pojavnost juga koji stvara visoke, ali kratke valove. Zbog utjecanja rijeke Krke, Kanal sv. Ante ima najveći utjecaj na morske struje koje na tom mjestu mogu doseći brzinu i do tri čvora (Frančić i sur., 2015.). Uže područje istraživanja pod utjecajem je stalnih aktivnosti unutar luke koje se u vrijeme turističke sezone bitno intenziviraju. Nautički turizam je vrlo dobro razvijen, što podrazumijeva sidrenje i prolaz velikog broja brodica, uz dostupnih preko 1000 vezova. Šibenska teretna luka ima kapacitet od dva milijuna tona i sastoji se od nekoliko terminala za prekrcaj sirovog fosfata, drvene građe te generalnog i rasutog tereta (Cukrov, 2021.). Uz navedeno, u estuariju se nalazi nekoliko područja za uzgoj dagnji (*Mytilus galloprovincialis*), gdje se godišnje uzgoji oko 500 tona, što također može biti izvorom onečišćenja (Cukrov i sur., 2009.; Cindrić i sur., 2015.; Frančić i sur., 2015.; Belamarić i sur., 2016.; Marcinek i sur., 2020.; Carić i sur., 2021.; Cukrov, 2021.; Parać i sur., 2022.).

4.2. Terensko uzorkovanje mikroplastike

Prikupljanje mikroplastike obavljeno je pomoću mreže za mikroplastiku koja se vukla s krme broda, i to u tri navrata; dva puta u Šibeniku i jednom u Zadru. Na svaki termin prikupljanja obavljena su po tri pojedinačna uzorkovanja na lokacijama koje su nedaleko jedna od druge (slike 9. i 10.). Tako je prikupljeno šest uzoraka iz Šibenika i tri iz Zadra.



Slika 9. Lokacije uzorkovanja u Zadru: lokacija 1 – u radu nazvana „Zadar Jazine“; lokacija 2 – nazvana „Zadar Uskok“; lokacija 3 – nazvana „Zadar kanal“ (izvor: Google Earth).



Slika 10. Lokacije uzorkovanja u Šibeniku: lokacija 1 – u radu nazvana „Šibenik Martinska“; lokacija 2 – nazvana „Šibenik riva“; lokacija 3 – nazvana „Šibenik marina“ (izvor: Google Earth).

Tablica 1. Lokacije i vrijeme uzorkovanja

uzorkovanje	datum	početne i završne koordinate
Šibenik Martinska 1	17.5.2021.	43°44'13.4"N 15°52'48.3"E - 43°44'28.1"N 15°52'59.1"E
Šibenik riva 1	17.5.2021.	43°44'20.5"N 15°53'01.5"E - 43°43'51.5"N 15°53'25.8"E
Šibenik marina 1	17.5.2021.	43°43'41.5"N 15°53'36.3"E - 43°43'16.0"N 15°54'08.8"E
Zadar Jazine	20.5.2021.	44°06'48.1"N 15°13'54.9"E - 44°07'07.3"N 15°13'31.6"E
Zadar Uskok	20.5.2021.	44°07'31.4"N 15°12'59.2"E - 44°07'34.4"N 15°12'54.0"E
Zadar kanal	20.5.2021.	44°06'55.8"N 15°12'51.3"E - 44°06'32.2"N 15°13'15.9"E
Šibenik Martinska 2	16.6.2021.	43°44'13.5"N 15°52'44.1"E - 43°44'33.9"N 15°52'49.7"E
Šibenik riva 2	16.6.2021.	43°44'27.1"N 15°53'00.5"E - 43°43'54.5"N 15°53'28.8"E
Šibenik marina 2	16.6.2021.	43°43'44.6"N 15°53'38.9"E - 43°43'19.7"N 15°54'04.4"E

Uzorkovanja u Šibeniku provedena su 17.5. i 16.6.2021., dok su ona u Zadru provedena 20.5.2021. Vremenski uvjeti za vrijeme svih uzorkovanja bili su umjereni. Temperatura mora iznosila je od 17°C do 21°C. Vjetar je uglavnom bio slab ili umjeren do umjereni jak, s tim da je za vrijeme trajanja tipičnog izlaska brodom (~90 min.), prilikom dva uzorkovanja u Šibeniku opadao (S, SW), dok se prilikom uzorkovanja u Zadru polako povećavao (N, NW).

Monitoring je obavljen u sklopu Interreg Italija – Hrvatska projekta NetWap (Network of small „in situ“ Waste Prevention and management initiatives) koristeći posebnu mrežu za uzorkovanje mikroplastike (HydroBios) mrežnog oka veličine 300 µm. Prilikom svakog uzorkovanja odrađena su po tri potezanja s krme broda u trajanju od 20 minuta, pri brzini od 2 do 3 čvora. Takva brzina, uz umjerene vremenske uvjete, jedan je od preduvjeta za ovu vrstu prikupljanja mikroplastike (Gago i sur., 2019.). Neposredno prije bacanja mreže korištena je mobilna aplikacija za bilježenje GPS podataka, koja je zabilježila početne i završne koordinate uzorkovanja te mapirala putanju broda podataka radi bolje vizualizacije.

Na samom otvoru mreže postavljen je mjerač protoka vode (HydroBios), čiji propeler, pokrenut protokom fluida, bilježi broj okretaja kojim se kasnije računa ukupni volumen uzorkovane vode. Stoga je, neposredno prije i nakon povlačenja mreže, uz zabilježbu koordinata, potrebno zapisati i podatke s mjerača, kako bi se izračunala razlika, odnosno, ukupan broj okretaja za pojedinačno uzorkovanje. Obujam vode koja je prošla kroz mrežu računa se na sljedeći način:

$$\begin{aligned} & \text{Prikazani broj okretaja na mjeraču} \times 0,3 \times \text{površina otvora mreže (m}^2\text{)} \times 1000 \\ & = \text{obujam vode} \end{aligned}$$

Pokretanjem broda, mreža propušta morsku vodu dok istovremeno zadržava sav materijal i čestice veće od 300 µm. Po završetku uzimanja uzorka, mreža se podiže te se s vanjske strane ispire tlačnom prskalicom kako bi se sav prikupljeni materijal nošen (unaprijed filtriranom) vodom koncentrirao u odvojivu vreću na dnu mreže. Sadržaj vreće potom se pažljivo prelijeva u označene staklene tegle, nekoliko puta ispirući kako bi se sav sadržaj prebacio. Uzorci se naposljetku odlažu u zamrzivač do laboratorijske obrade.

4.3. Laboratorijska obrada uzoraka

Ekstrakcija mikroplastike iz uzorka vode provedena je u skladu s preporučenim GESAMP („Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection“) protokolom (Kershaw i sur., 2019.) te uputama Nacionalne agencije za istraživanje oceana i atmosfere (NOAA) za laboratorijsku obradu uzoraka mikroplastike (Masura i sur., 2015.).

S obzirom da se uzorci s lakoćom mogu kontaminirati mikroplastikom iz okoline u bilo kojem stadiju obrade, potrebno je poduzeti određene mjere kako bi se kontaminacija minimalizirala. Prilikom rukovanja nošena je laboratorijska pamučna kuta i rukavice. Sva oprema i posude korištene u kemijskoj obradi uzoraka opetovano su, prije i između korištenja ispirane deset postotnom dušičnom kiselinom (10% HNO_3) te MQ vodom (Milli-Q voda, 18.2 $\text{M}\Omega$, Millipore). Svi reagensi su filtrirani (1,6 μm) prije primjene. Proceduralna kontrola kontaminacije provedena je postavljanjem petrijevih zdjelica s filtrima (kao blankova) u prostorije u kojima se obavljala obrada, radi mjerenja moguće razine kontaminacije uzoraka česticama nošenim zrakom, kao i ispitivanjem moguće kontaminacije svih tekućina korištenih u postupku, uzorkovanjem istih na način identičan onome u obradi terenskih uzoraka.

Prvi korak u ekstrakciji mikroplastike iz uzoraka je odstranjivanje većih čestica. Kako bi se odstranile veće čestice, uzorci su filtrirani kroz sita izrađena od nehrđajućeg čelika (5 mm i 0,3 mm). Sadržaj nataložen na situ od 300 μm izvana je ispiran MQ vodom u čiste staklene posude.

Pri uzorkovanju mikroplastike u morskom okolišu, osim same mikroplastike, prikupi se i dosta prirodnog materijala (poput algi, lišća, itd.) koji je potrebno odstraniti iz uzorka. Stoga je sljedeći korak laboratorijske obrade uzoraka razgradnja organske tvari koja je provedena Fentonovom reakcijom – korištenjem otopine vodikova peroksida (H_2O_2) sa željezom kao katalizatorom za ubrzavanje raspada organske tvari (željezov (II) sulfat heptahidrat, $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$). Priprema kemikalija i proces otapanja uzoraka odvijali su se u digestoru. Otopina željeznog katalizatora (0,05 M) pripravljena je dodavanjem 7,5 grama $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ u 500 ml Milli-Q vode s 3 ml koncentrirane sumporne kiseline (H_2SO_4). Otapanje je potaknuto dodavanjem po 20 ml otopine željezova (II) sulfata i 20 ml vodikova peroksida pipetom u prethodno pripravljene uzorke. Nakon dodavanja, uzorci su prekriveni aluminijskom folijom i ostavljeni da reagiraju. Po potrebi, dodavano je po još 20 ml vodikova peroksida do faze u kojoj organska tvar uglavnom više nije bila vidljiva (Kershaw i sur., 2019.). Proces otapanja proveden je na sobnoj temperaturi, a trajao je četiri do šest dana za većinu uzoraka.

Sljedeći korak bila je filtracija na filter (LLG-Glass microfibre filter 47 mm, 1,6 μm), uz pomoć sustava za filtraciju i vakuumske pumpe. Nakon sušenja na zraku, filteri su pregledani pod mikroskopom.

Za potrebe usporedbe količina mikroplastike u izoliranim morskim područjima, na isti su način obrađeni uzorci morske vode prikupljeni oko otoka Svetac i Jabuka od strane djelatnika Instituta Ruđer Bošković (2. i 3. lipnja 2021.).

4.4. Mikroskopija uzoraka

Kvantitativna analiza prikupljene mikroplastike odrađena je upotrebom stereomikroskopa (Nikon SMZ 745T, x60) s prispojenom kamerom (BRESSER MikroCam PRO HDMI) s mogućnošću mjerenja dimenzija i fotografiranja (program MikroCamLabII).

Prilikom mikroskopiranja vodilo se računa o uvjetima u prostoriji kako bi se smanjila kontaminacija uzorka, budući da se radi o mikro česticama nošenim strujanjima zraka te da su uzorci bili izloženi za vrijeme pregledavanja. Shodno tome, nošena je pamučna odjeća, kao i bijela laboratorijska kuta, a prostorija je za vrijeme rada bila zatvorena i bez aktivnosti uređaja koji bi mogli uzrokovati dodatna strujanja zraka. Alati korišteni u raspletljavanju i ispitivanju čestica bili su metalni (Kershaw i sur., 2019.).

Glavni ciljevi analize bili su određivanje broja čestica mikroplastike po uzorku (kvantifikacija) te određivanje glavnih karakteristika svake čestice: najveće dimenzije, boje i morfološkog tipa (fragment, vlakno, film, pjenasta plastika, sfera i pelet). Kriteriji korišteni u pozitivnoj identifikaciji plastičnih čestica, odnosno u raspoznavanju plastičnih čestica od onih neplastičnih, preuzeti su iz postojećih protokola i smjernica za mikroskopiranje plastike te studija analize mikroplastike: Hidalgo-Ruz i sur. (2012.), Nor i Obbard (2014.), Horton i sur. (2017.), Kershaw i sur. (2019.) i Windsor i sur. (2019.). Uz navedene izvore, za pozitivnu identifikaciju plastičnih mikrovlakana, korišteni su podaci iz knjiga o mikroskopiji tekstilnih vlakana (Greaves i Saville, 1995.; Houck, 2009.).

Čestice su identificirane kao plastične ukoliko su neke njihove karakteristike u kombinaciji odgovarale sljedećim kriterijima: nedostatak organske strukture, jednoličnost strukture (npr. podjednaka debljina vlakna), nedostatak savijenosti oko svoje osi (vlakna), ujednačena tekstura, neprirodno oštri rubovi, nagli kutovi zakrivljenosti, trodimenzionalna zakrivljenost, i

nedostatak zašiljenosti i račvanja na krajevima vlakana, jarke boje, jednolika obojenost, sjaj i refleksija, odskakanje uzrokovano dodirom, tvrdoća na dodir te savitljivost uz vlačnu čvrstoću.

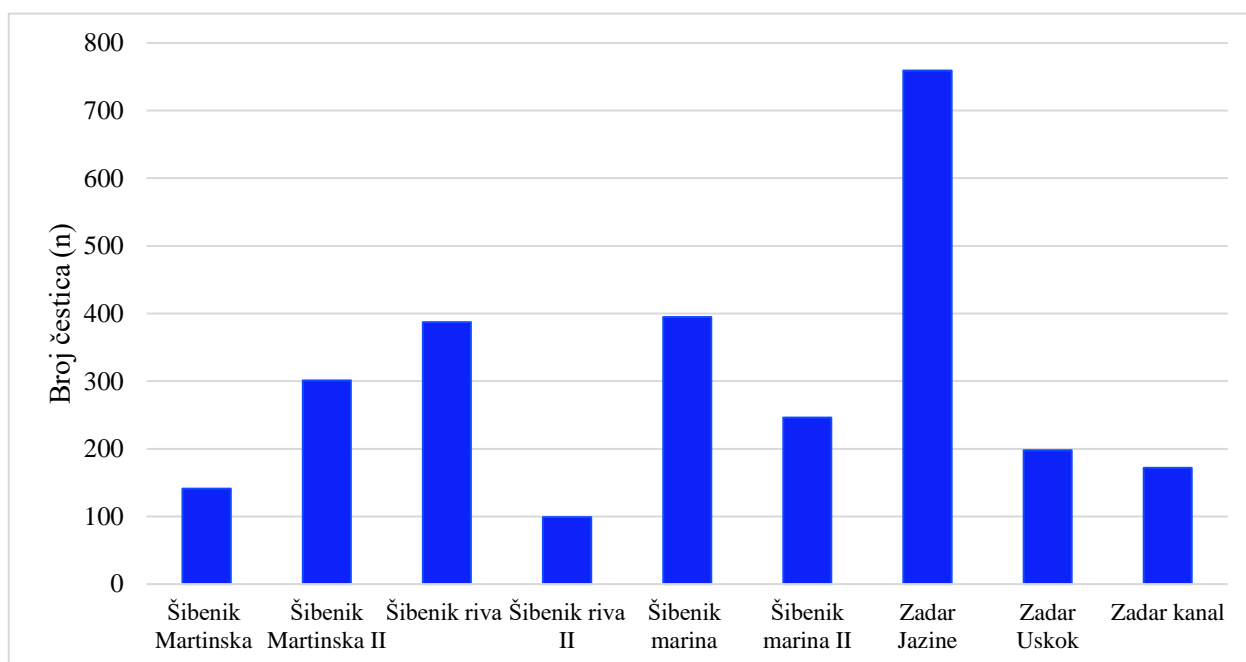
Uz pregled vizualnih karakteristika čestica te ispitivanje mehaničkih svojstava dodirivanjem (iglom ili pincetom), čestice oko kojih su postojale nesigurnosti podvrgnute su testiranjem na toplinu – dodirivanjem unaprijed zagrijanom iglom, uz praćenje hoće li doći do savijanja ili otapanja čestice uzrokovano povišenom temperaturom (tzv. *hot needle test*) (Devriese i sur., 2015.; Karlsson i sur., 2017.; Kershaw i sur., 2019.).

Iako se prilikom uzorkovanja koristila planktonska mreža koja bi u teoriji trebala propuštati čestice manje od 300 μm , nešto manje čestice su (u manjim brojevima) ipak pronađene u uzorcima te su, ukoliko je bilo moguće utvrditi da se radi o plastici (s obzirom na male dimenzije), pozitivno klasificirane kao mikroplastika. Takve čestice su uglavnom bile zapetljane s većim vlaknima ili zalijepljene za veće čestice, pa su vjerojatno na taj način i prikupljene – zalijepljene za plastiku ili organski materijal koji se razgradio tijekom obrade uzoraka.

Za vrijeme pregledavanja mikroplastike svojstva čestica bilježena su u tablicu unutar programa Microsoft Excel. Obradom podataka iz tablica određen je broj pronađenih čestica po volumenu uzorkovane vode, kao i saznanja o dimenzijama čestica, zastupljenosti s obzirom na boju i morfološke oblike mikroplastike, ovisno o lokacijama uzorkovanja.

REZULTATI

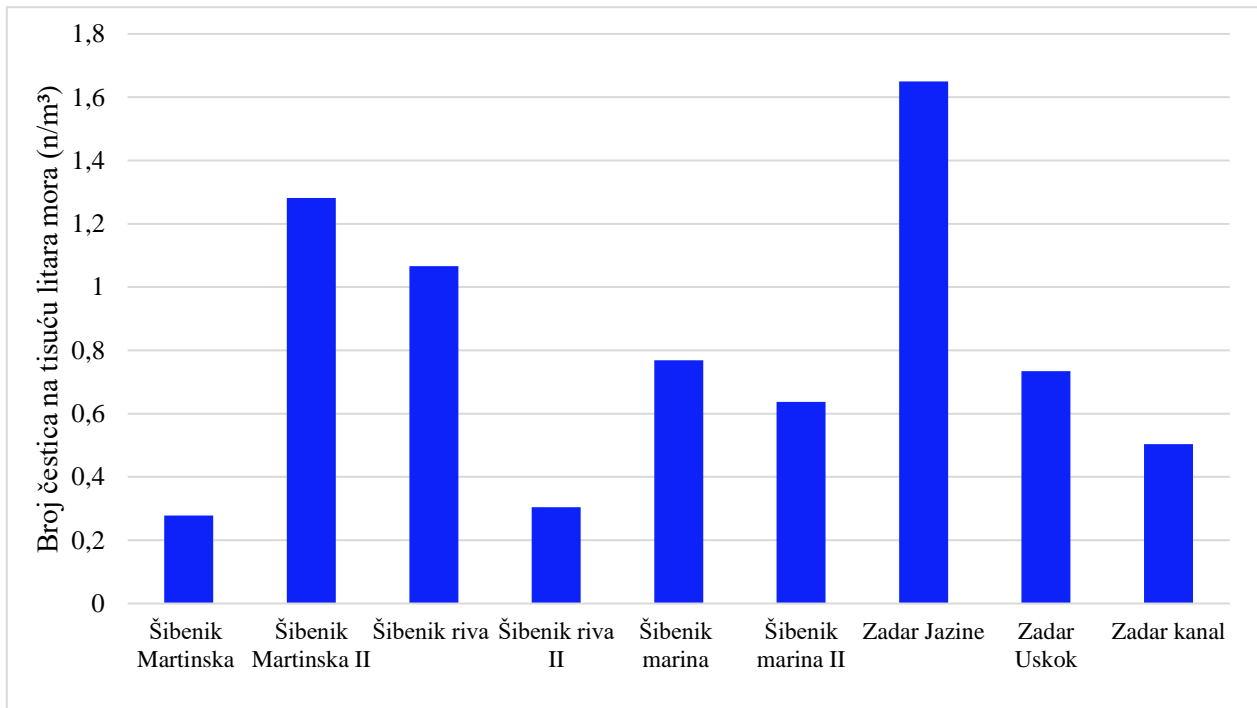
Mikroplastika je pronađena u svim uzorcima morske vode prikupljenim na lokacijama u Zadru i Šibeniku. Ukupno, prebrojano je 2698 čestica veličine do 5 mm (slika 11.). Također je pronađeno 113 čestica većih od 5 mm, koje se svrstavaju u mezoplastiku (uglavnom se radi o dugačkim plastičnim vlaknima ili filmovima koja su prošla kroz otvor sita za filtraciju). U kontrolnim uzorcima pronađeno je u prosjeku 6,5 čestica koje su uglavnom odgovarale opisu pamučnih vlakana.



Slika 11. Ukupan broj čestica (n) mikroplastike pronađenih u moru po lokaciji.

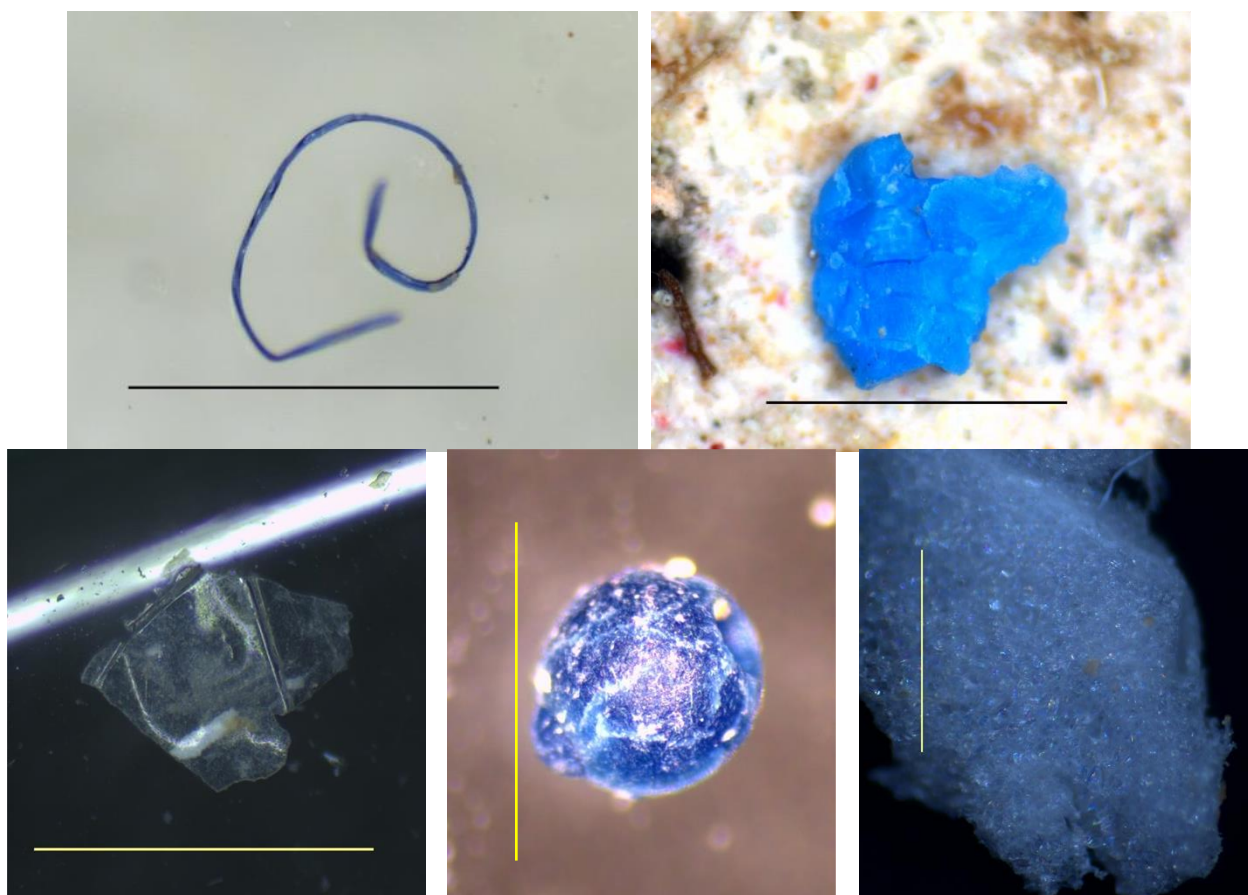
Prosječna koncentracija mikroplastike iznosila je $0,8 (\pm 0,46)$ čestica/ m^3 . Od svih uzorkovanja, najviša razina zagađenja zabilježena je u zadarskim Jazinama, a iznosila je $1,65$ čestica/ m^3 (759 čestica), dok je ona najniža, zabilježena na lokaciji Martinska (prvo uzorkovanje) iznosila $0,28$ čestica/ m^3 (slika 12.). Prosječna koncentracija mikroplastike u moru na zadarskom području iznosila je $0,96$ čestica/ m^3 , dok je na području Šibenika bila nešto niža s $0,72$ čestice/ m^3 . Uz Jazine u Zadru, najviše koncentracije zabilježene su u Šibeniku, na lokaciji Martinska ($\bar{x} = 0,78$ čestica/ m^3). Međutim, uočene su značajne razlike u količinama mikroplastike u Šibenskom zaljevu između dva mjerenja, tako je u Martinskoj prvom mjerenjem (svibanj 2021.) zabilježena niža koncentracija ($0,28$ čestica/ m^3) u odnosu na drugo mjerenje ($1,28$ čestica/ m^3 , lipanj 2021.), dok je duž šibenske rive slučaj bio obrnut ($1,07$ i $0,3$ čestica/ m^3). Istovremeno, koncentracije u

šibenskoj marini bile su relativno visoke, ali ujednačenije između mjerenja (0,77 i 0,64 čestice/m³). Koncentracije u Zadarskom kanalu (0,5 čestica/m³) te s područja Uskoka (0,73 čestice/m³) usporedive su s prosječnim koncentracijama iz Šibenika (slika 12.).

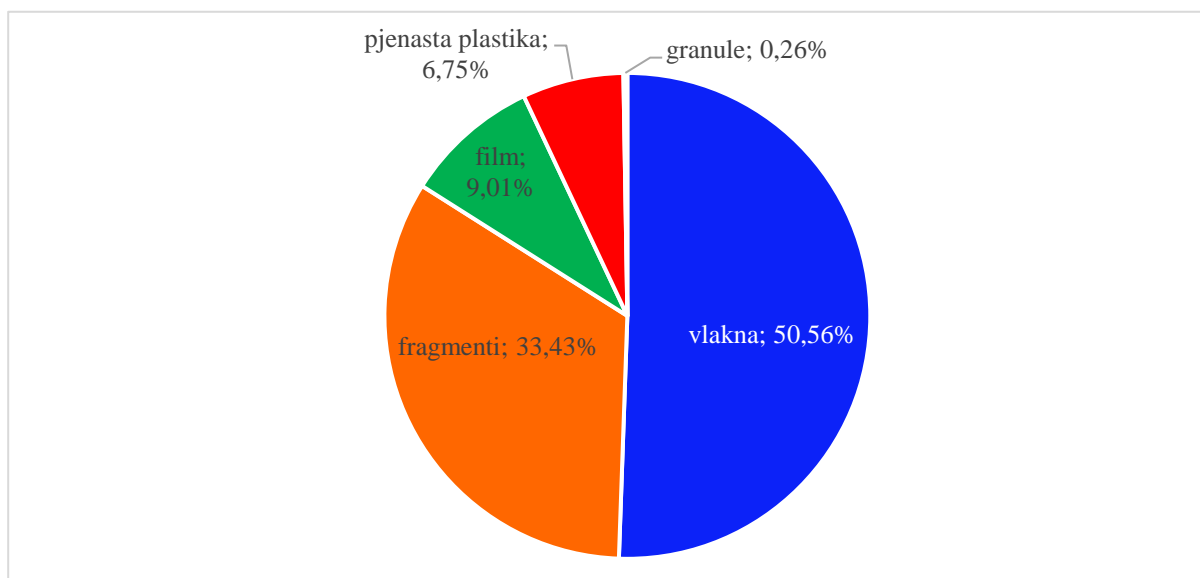


Slika 12. Koncentracija mikroplastike na tisuću litara uzorkovanog mora (n/m³).

Što se tiče morfoloških karakteristika mikroplastike, pronađeno je pet vrsta čestica, i to su: vlakna, fragmenti, filmovi, pjene i granule (slika 13.). Vlakna su u ukupnosti činila više od polovine nalaza (50,56%), dok su fragmenti sačinjavali trećinu čestica (33,43%). Manje zastupljene vrste bile su filmovi (9,01%) i pjene (6,75%), dok je količina granula bila gotovo nezatna (7 čestica; 0,26%) (slika 14.).

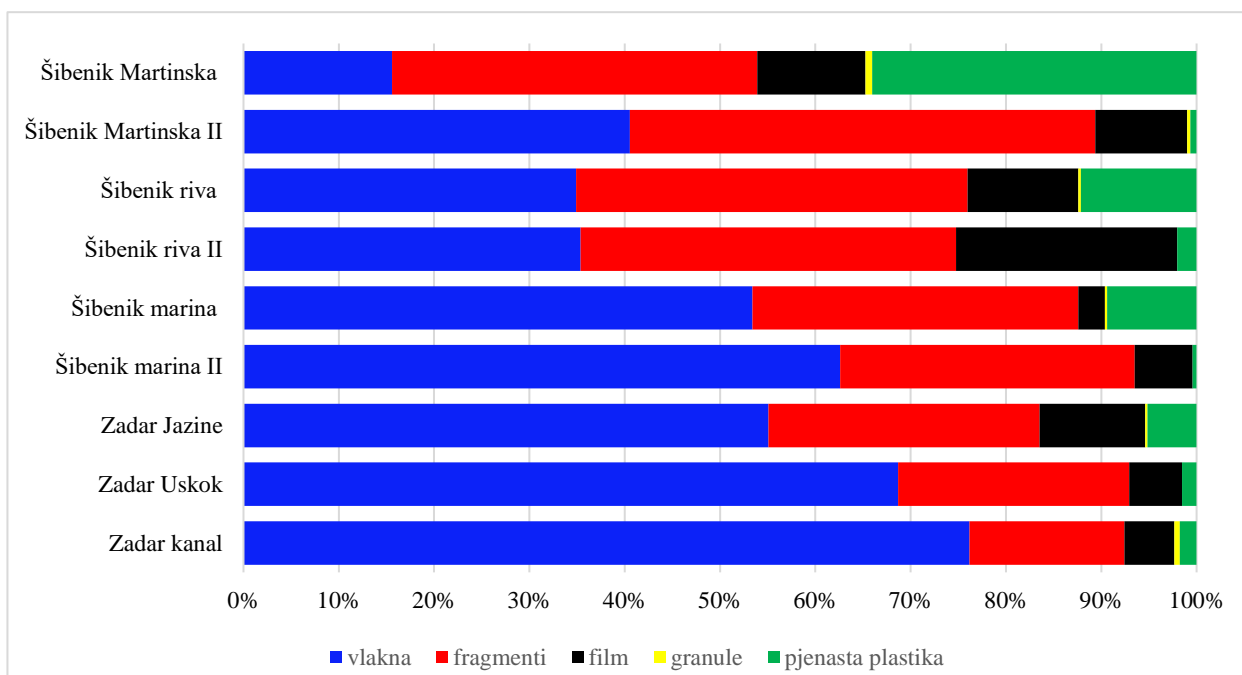


Slika 13.; gore lijevo: vlakno; gore desno: fragment; dolje lijevo: film; dolje sredina: granula; dolje desno: pjenasta plastika (linije: 1 mm, izvor: L. Ljubičić).



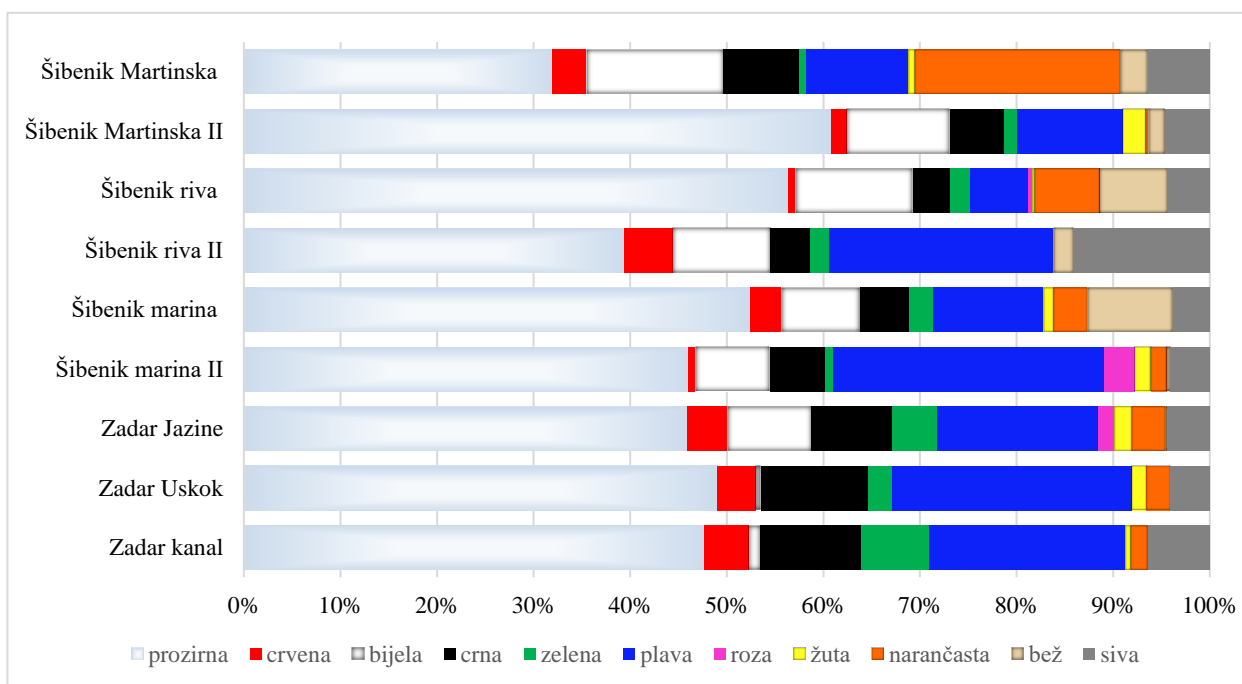
Slika 14. Udjeli (%) pronađene mikroplastike po oblicima.

Mikrovlakna su bila najbrojnija općenito te pojedinačno: na zadarskim lokacijama (55-76%) (slika 15.). Međutim, pokazalo se kako su od postaje Martinska i duž šibenske rive fragmenti bili nešto brojniji (38-48%), dok su u marini ponovno dominirala vlakna (53-62%) gdje se vidi sličnost sa zadarskim Jazinama, koje su zatvoreniji sustav poput marine u Šibeniku. Prisutnost filmova pokazala se konstantnom po svim lokacijama, a iznosila je u prosjeku ~9%, dok su koncentracije pjenastih čestica bile nedosljedne (od 0 ili <2% na nekim lokacijama do 34% na Martinskoj).

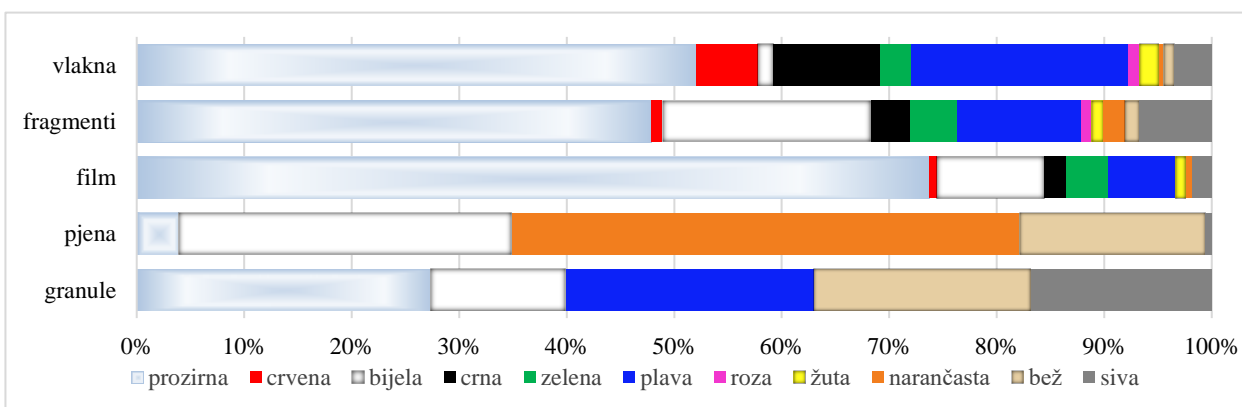


Slika 15. Udjeli (%) različitih oblika mikroplastike po lokacijama uzorkovanja.

Pregledavanjem mikroplastike zabilježena je velika raznolikost boja (slika 16.), pri čemu su bezbojne, odnosno transparentne čestice bile ukupno najzastupljenije (49,4%). Sljedeće po zastupljenosti bile su plave (15,5%), bijele (8,5%), crne (6,8%) i sive čestice (4,9%), dok su ostale boje bile prisutne u manjim količinama ($\leq 4\%$ po boji). Rasprostranjenost boja po lokacijama uglavnom odgovara sveopćem odnosu zastupljenosti (slika 16.). Vlakna, fragmenti i filmovi, iako velikim dijelom transparentni (47,9–73,7%), zbog velikog broja čestica mogli su se pronaći u svim bojama, dok su pjenaste čestice uglavnom bile svjetlijih nijansi (slika 17.).

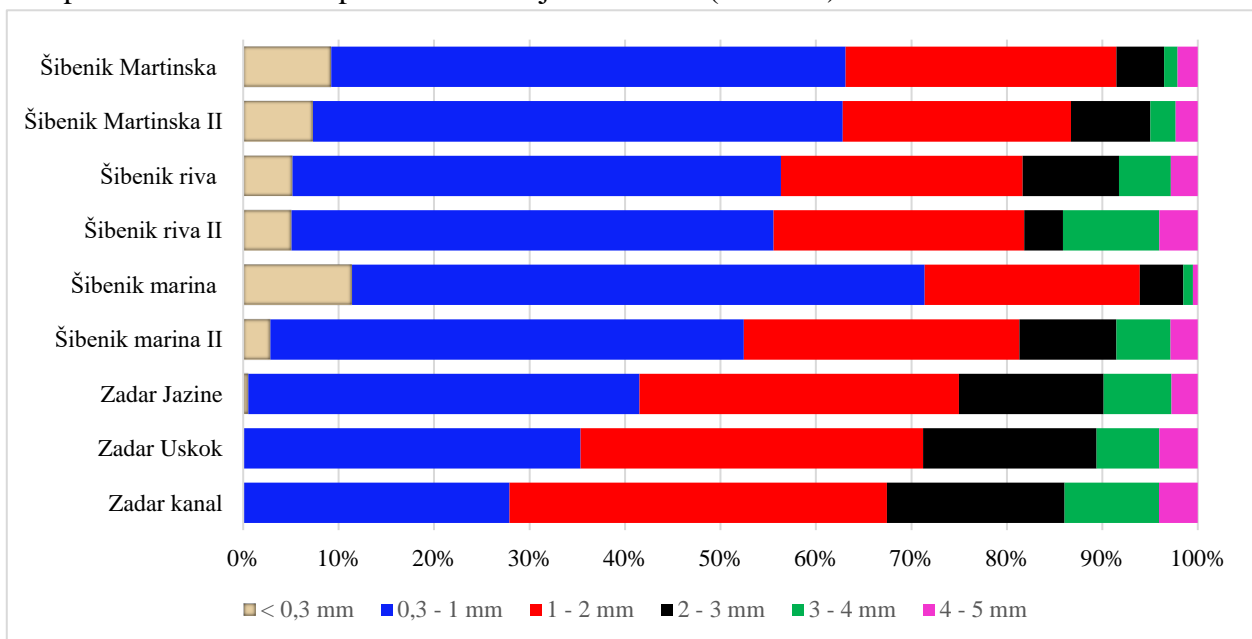


Slika 16. Zastupljenost (%) različitih boja mikroplastike po lokacijama uzorkovanja.

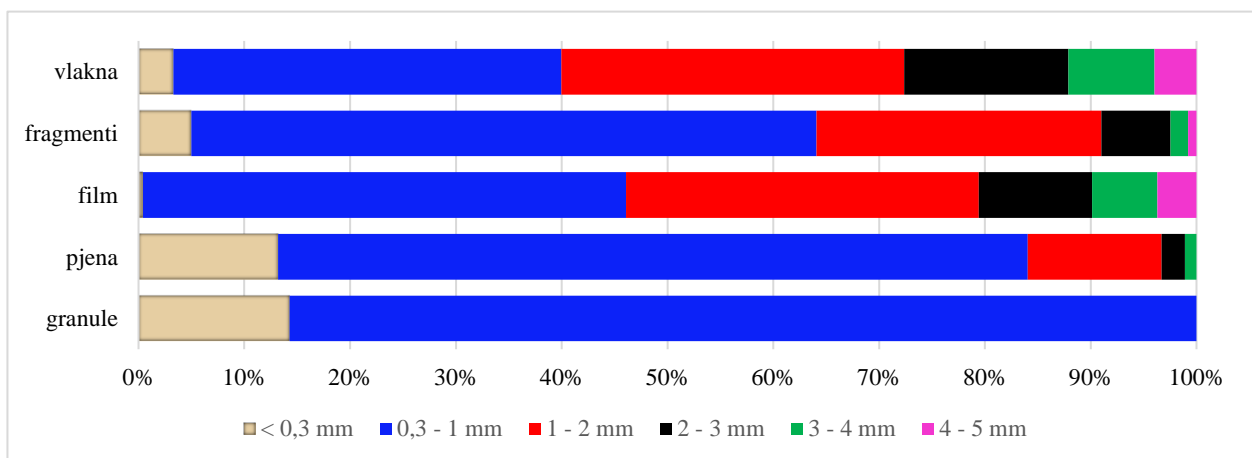


Slika 17. Zastupljenost (%) različitih boja unutar morfoloških skupina čestica.

S obzirom na dimenzije, najzastupljenije su bile čestice manje od 1 mm (slike 18. i 19.), koje su činile ukupno 51,71% pronađene mikroplastike (4,30% čestica < 0,3 mm, 47,41% čestica 0,3-1 mm). U ovu skupinu ubrojene su čestice manje od 0,3 mm koje je mreža u pravilu trebala propustiti, ali su svejedno pronađene, najčešće zapetljane ili priljubljene s ostatkom čestica, a za koje se pouzdano moglo pretpostaviti da su plastične građe. Sljedeće po brojnosti bile su čestice dimenzijskog raspona 1-2mm (29,24%), zatim 2-3 mm (11,16%), pa 3-4 mm (5,30%) i naposljetku 4-5 mm (2,59%). Pojedinačno po lokacijama, čestice < 1 mm činile su više od polovine plastike na svakoj od lokacija u Šibeniku (52,4-71,4%), dok su u Zadru činile od 27,9% (kanal) do 40,9% (Jazine). Zastupljenost dimenzijskih skupina po lokacijama uglavnom se podudarala sa sveukupnom distribucijom veličina (slika 18.).

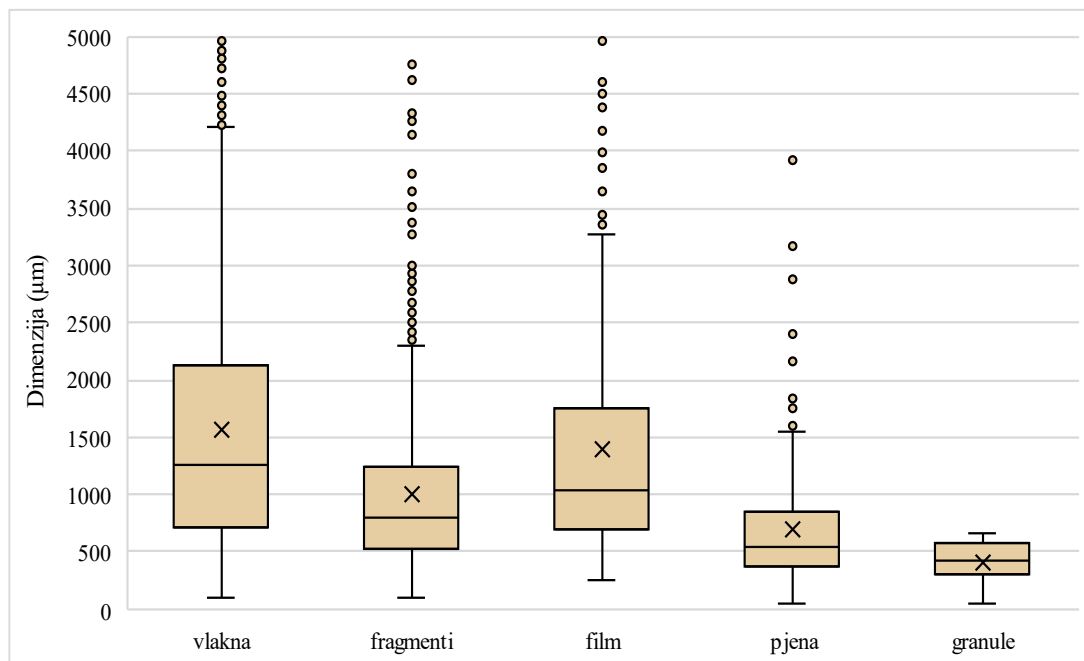


Slika 18. Distribucija mikroplastike s obzirom na dimenzije po lokacijama uzorkovanja.



Slika 19. Distribucija dimenzija različitih oblika pronađene mikroplastike.

Ukupna prosječna veličina čestice mikroplastike iznosila je 1300,8 μm . Prosječna duljina vlakna iznosila je 1565,5 μm , a prosječna veličina fragmenta 1003,8 μm , što je rezultat načina mjerenja mikroplastike, prilikom kojeg se mjeri jedna, dominantna dimenzija čestice; npr. duljina vlakna, promjer granule, itd., pa vlakna mogu biti slične duljine kao i fragmenti, ali zbog jako male debljine imaju mnogo manji volumen od fragmenata. Prosječna veličina filmova iznosila je 1394,6 μm , a pjenastih čestica i granula 698,5 i 408 μm (slika 20.).



Slika 20. Box-plot dijagrami distribucije dimenzija čestica različitih oblika.

6. RASPRAVA

Koncentracije mikroplastike iz Zadra i Šibenika ($0,8 \pm 0,46 \text{ n/m}^3$) mogu se usporediti s ostalim primjerima lokacija pod utjecajem urbanih sredina (tablica 1.), a najbolje odgovaraju koncentracije iz Bou-Ismaïl zaljeva u Alžiru ($0,86 \pm 0,35 \text{ n/m}^3$) (Setiti i sur., 2021.). Isto tako su vrlo usporedive koncentracije mikroplastike ranije pronađene na području zadarskog arhipelaga (Palatinus i sur., 2019.) te također s ušća rijeke Po, kao i iz zaljeva Galway u Irskoj ili zaljeva Benoa u Indoneziji (De Lucia i sur., 2018.; Frias i sur., 2020.; Suteja i sur., 2021.). Mnogo veće koncentracije od onih u Zadru i Šibeniku zabilježene su na području Stockholma i Tokija, a posebice u sjeveroistočnom Tihom oceanu (Desforges i sur., 2014.; Gewert i sur., 2017.; Nakano i sur., 2021.). Ipak, na pojedinim lokacijama pronađeno je manje mikroplastike, primjerice u Brestu, Lisabonu i Algarveu ($0,033\text{--}0,24 \text{ n/m}^3$) (Frias i sur., 2014.; Frere i sur., 2017.).

Ranijom obradom referentnih uzoraka iz mora u blizini otoka Jabuka i Svetac pokazalo se kako su količine mikroplastike mnogo veće na području Zadra i Šibenika u odnosu na izoliranija područja na pučini (u prosjeku $0,06 \text{ čestica/m}^3$). Veće koncentracije mikroplastike u gradskim sredinama naspram onih udaljenijih podupiru dosadašnje nalaze o većoj zagađenosti urbanih, razvijenijih i naseljenijih krajeva (Eriksen i sur., 2013.; Frias i sur., 2014.; Frere i sur., 2017.; Antunes i sur., 2018.). Međutim, prisutnost i gibanje mikroplastike kroz prostor izrazito je zamršen, promjenjiv sustav koji osim o izvorištima uvelike ovisi o brojnim ostalim čimbenicima poput hidrodinamike, strujanjima zraka ili karakteristikama čestica, stoga je onečišćenje izoliranih krajeva česticama nošenim strujanjima fluida vrlo moguće i dobro dokumentirano (Waldschläger i sur., 2020.; Welden, 2020.). Promjenjivost u distribuciji također je vidljiva iz razlika u koncentracijama istih lokacija u Šibeniku (Martinska i riva) uzorkovanih u dva navrata, što je razumljivo s obzirom na nešto veću mogućnost strujanja vodene mase, dok ujednačene količine iz šibenske marine nju prikazuju kao moguće mjesto nakupljanja čestica, s pretpostavkom da je strujanje vode više ograničeno, kao i u Jazinama.

Pregledom svojstava mikroplastike i usporedbom rezultata brojnih istraživanja ustanovljeno je kako, s obzirom na oblik u kojemu se čestice pojavljuju, vlakna predstavljaju većinu mikroplastike koja kruži morskim sustavima, uz fragmente koji su isto tako zastupljeni u velikoj mjeri (tablica 1.) (Hale i sur., 2020.). Isto se može zaključiti iz ovog istraživanja, gdje su u 7 od 11 slučajeva mikrovlakna bila najzastupljenija skupina te najzastupljenija skupina sveukupno sa 51,06%, dok su fragmenti činili 33,24% zagađenja. Pored toga, dominacija

vlakana zabilježena je u preko 70% studija prisutnosti mikroplastike unutar tijela riba i morskih sisavaca te u 50% kornjača, dok su ptice bile više pogođene fragmentima i peletima (55%) (analiza 213 studija mikroplastike u životinjama, Ugwu i sur., 2021.). Između ostalog, dominacija vlakana zabilježena je i u vrstama Jadranskog mora (Avio i sur., 2020.). Pretpostavlja se da vlakna čine većinu mikroplastike zbog brojnosti i raširenosti svojih izvorišta, poput sintetičkog tekstila ili onih izvora koji su već u moru (*in situ*) poput ribolovnih mreža ili užadi (Hale i sur., 2020.).

U morima je moguće pronaći plastiku u mnoštvu boja (tablica 1.), a raznolikost boja i oblika čestica implicira jednaku raznolikost izvora samog zagađenja. U svezi s time, čestice različitih boja također se pronalaze u tijelima organizama. Prozirne čestice, koje su bile najbrojnije u ovom istraživanju (48,4%), u preko 55% slučajeva bile su najbrojnije čestice u probavnim traktovima morskih ptica, dok su u riba i morskih sisavaca najzastupljenije u 22% i 38% slučajeva (Ugwu i sur., 2021.). Kao moguće objašnjenje Filgueiras i sur. (2020.) navode zabunu u raspoznavanju mikroplastike i sitnih, blijedih organizama kojima se selektivno hrane neke vizualno predatorske vrste. Nadalje, druge najzastupljenije u ovome istraživanju bile su plave čestice (15,9%), koje općenito češće prevladavaju u tijelima zagađenih riba, sisavaca i kornjača (Ugwu i sur., 2021.; Lim i sur., 2022.). Konkretni primjeri u Jadranskome moru su dvije odvojene studije u kojima su plava vlakna bila najbrojniji oblici mikroplastike unutar jedinki oslića (*Merluccius merluccius*) i trlje blatarice (*Mullus barbatus*) (Giani i sur., 2019.; Bošković i sur., 2022.). Osim prozirne i plave, prisutnost ostalih boja poput bijele, crne i crvene, sa značajnim udjelom u ovom istraživanju, slaže se s pojavnosti istih u brojnim drugim istraživanjima mikroplastike u divljim organizmima (Bellas i sur., 2016.; Mizraji i sur., 2017.; Giani i sur., 2019.; Wang i sur., 2020.).

Kada je riječ o veličini čestica, i u ovom slučaju jasno se vidi kako s manjim dimenzijama čestica, njihova brojnost raste, što je rezultat fragmentacije. Veličina plastike je ključan čimbenik koji uvelike utječe na njenu kretnju kroz okoliš, daljnje promjene svojstava, interakciju sa živim organizmima i razinu potencijalne toksičnosti. Prosječna dimenzija mikroplastike u ovom istraživanju iznosila je 1300,8 μm ; više od 80% bilo je manje od dva milimetra, a ~52% bilo je manje od jednog milimetra. Mikroplastika tih dimenzija pronađena je u tijelima komercijalno značajnih vrsta morskih kozica (Devriese i sur., 2015.; Abbasi i sur., 2018.), školjkaša (Catarino i sur., 2018.; Renzi i sur., 2018.) i riba (Neves i sur., 2015.; Bessa i sur., 2018.; Pellini i sur., 2018.) prisutnih u ljudskoj prehrani. Poznato je da smanjenjem dimenzija komad plastike postaje dostupan sve većem broju manjih organizama, stoga je

mikroplastika ovih dimenzija također pronađena unutar zooplaktona (Desforbes i sur., 2015.; Amin i sur., 2020.; Zheng i sur., 2020.; Taha i sur., 2021.).

Izvorišta pronađene mikroplastike mogu biti brojna, a na to ukazuje heterogenost sakupljenih čestica. S obzirom da su čestice uglavnom bile u obliku vlakana, fragmenata, filmova i pjena, može se pretpostaviti kako su nastale fragmentacijom, odnosno, raspadom većih komada plastike na one manje te ih samim time smatrati sekundarnom mikroplastikom. S druge strane, primarnom mikroplastikom smatraju se pronađene granule (0,25%), inače prisutne u kozmetičkim proizvodima, dok peleti koji služe kao sirovina za izradu novih plastičnih proizvoda nisu pronađeni. Uzorkovane vodene mase u Zadru i Šibeniku dijelom su urbane sredine, stoga nisu potrebni potentni mehanizmi prijenosa kako bi se mikroplastika iz difuznih izvora prenijela u more koje je u neposrednoj blizini. Primjerice, istraživanja atmosferskih strujanja mikroplastike iznad gradskih sredina su pokazala da svakodnevne aktivnosti gradskog života mogu stvoriti mikroplastiku koja će nošena zračnom masom ili ispiranjem javnih površina završiti u moru (Dris i sur., 2016.). Naravno, veća ljudska aktivnost znači potencijalno više samih izvorišta, a pritisak uvelike raste intenziviranjem turističkih djelatnosti i protokom sve većeg broja ljudi u tim gradovima. Time i morski promet zasigurno igra ulogu, kroz korištenje marina i luka s pristaništima za veća plovila. Pronađene sekundarne čestice mogle su nastati mehaničkim i kemijskim trošenjem sintetičke tkanine, automobilskih guma, opadanjem komadića boje s broda te raspadom filtera cigareta i odbačene plastične ambalaže. Andrady (2017.) navodi da se otpad najviše raspada kada je direktno izložen jakom sunčevom zračenju uz visoke temperature, a takvi uvjeti su savršeni ljeti, na prepunim plažama gdje ljudi nerijetko ostavljaju otpad. Uz to, poznato je otpuštanje čestica s materijala korištenih u ribarstvenim djelatnostima (Lusher i sur., 2017.), a one su u Šibenski zaljev mogle dospjeti s uzgajališta školjkaša i riba na području estuarija rijeke Krke. Ipak, dominacija raznobojnih vlaknastih čestica ukazuje na otpadne vode kao značajan izvor mikroplastike (Browne i sur., 2011.). Na području grada Zadra u uporabi su dva uređaja za pročišćavanje otpadnih voda s podmorskim ispustima, dva retencijska bazena i kišni preljev Kolovare (čija se voda ne pročišćuje). Dva pogona za pročišćavanje su: Centar (Ričina), kapaciteta 100.000 ES (ekvivalent stanovnika), s drugim stupnjem pročišćavanja i podmorskim ispustom 2000 metara od obale u Gaženici; te Borik kapaciteta 15.000 ES, prvog stupnja pročišćenja i podmorskim ispustom 1503 metra od obale (Odvodnja d.o.o. Zadar). Šibenski pogon za pročišćavanje uključuje mehanički predtretman i prvi stupanj pročišćavanja, a pročišćena voda (~10000 m³/dan) ispušta se podmorskim ispustom koji se nalazi ispred južne strane otoka Zlarina, dakle

izvan područja istraživanja u zaljevu (Vodovod i odvodnja d.o.o. Šibenik). Istovremeno, istraživanja pokazuju propuštanja zabrinjavajućih količina mikroplastike kroz pročišćivače drugog pa i trećeg stupnja u stranim zemljama, unatoč efikasnosti odstranjivanja >90% (Uddin i sur., 2020.), dok je za zadarski pročišćivač (Centar) navedena efikasnost odstranjivanja suspendirane tvari od 70–90%. Stoga, ako se sagledaju neki konkretni primjeri ispuštanja mikroplastike kroz sustave pročišćavanja (Cartagena – 1,23 n/l; Cádiz – 16 n/l; Nizozemska, prosjek - 52 n/l) te u obzir uzmu količine otpadne vode ispuštene iz postrojenja za pročišćavanje na području grada Zadra (5,95 milijuna m³/god, MINGOR), može se pretpostaviti kako se vrlo vjerojatno radi o enormnim brojkama čestica te ovo shvatiti kao jedan od primarnih mehanizama prijenosa onečišćenja mikroplastikom u prirodne sustave (Leslie i sur., 2017.; Bayo i sur., 2020.; Franco i sur., 2021.).

Korištene metode pokazale su se adekvatnima za uzorkovanje mikroplastike. Mrežom korištenom prilikom uzorkovanja lako se rukuje, a za proces je dovoljno dvoje ljudi. Ipak, važno je naglasiti kako zbog prirode uzorkovanog materijala različite mreže prikupljaju različite količine otpada. Jasno je kako se fragmentacijom čestica njihove dimenzije smanjuju, a brojnost povećava, stoga će mreža manjeg otvora prikupiti mnogo više otpada. U jednom istraživanju, različitim mrežama od 100, 300 i 500 µm prikupljeno je 10, 4 i 1 čestica/m³ (Lindeque i sur., 2020.). Samim time radi se selekcija; pronalazimo mikroplastiku do određene veličine dok manje čestice prolaze kroz mrežu, stoga je vrlo izgledno da je procjena onečišćenja ispod stvarnih količina u okolišu. Mreže manjeg otvora hvataju i manje čestice, ali su ograničene bržim taloženjem algi što ih može začepiti. Uz to, čestice mikroplastike manje od 100 µm nije jednostavno vjerodostojno identificirati kao plastične ukoliko nije dostupan mikroskop s većim povećanjem uz neki od uređaja za identifikaciju putem ispitivanja kemijskih svojstava koji su skupi i slabo dostupni (Kershaw i sur., 2019.; Prata i sur., 2019.). Uzorkovanje se provodi i na mnogo drugih načina, na primjer pumpama ili uzimanjem skupnog uzorka volumena vode od nekoliko litara (*bulk sample*), čime se hvataju sve prisutne čestice zajedno s vodom. Ali budući da je mikroplastika u prostoru raspršena neravnomjerno, skupni uzorci u usporedbi s mrežama nemaju tu širinu tj. mogućnost uzorkovanja velikog volumena vode na velikom području (Barrows i sur., 2017.). S obzirom na prednosti i nedostatke navedenih alata, najreprezentativniji prikaz razine onečišćenja na nekom prostoru mogao bi se dobiti kombinacijom triju metoda: uzorkovanje pomoću mreže (za velike količine vode), uzimanje skupnih uzoraka vode za hvatanje manjih čestica te uzorkovanje sedimenta. Također bi trebalo dodati testiranje lokalnih vrsta organizama na mikroplastiku. Opetovano uzorkovanje

istog područja kroz određeni vremenski period, kombinacijom metoda uz poznavanje morskih struja i morfologije dna može pridonijeti kvalitetnijim znanstvenim podacima o količinama i strujanju mikroplastike kroz ciljano područje. Dugoročan pristup uzorkovanju iznjedrio bi pouzdanije rezultate i u ovom istraživanju, gdje se uzorkovalo najviše dva puta na jednoj lokaciji. Međutim, za takav širi pristup vjerojatno bi bila potrebna uključenost većeg broja ljudi za analizu velike količine mikroplastike.

Među različitim istraživanjima postoje razlike i u laboratorijskoj obradi prikupljenih uzoraka, prvenstveno u koraku razgradnje organske tvari. U koraku kemijske digestije postoje velike varijacije u korištenim otapalima (digestija oksidacijom, enzimima, kiselinama ili lužinama), od kojih svako ima svoju namjenu, ali i potencijalan utjecaj na plastične čestice. U ovom istraživanju korištena je Fentonova reakcija pri sobnoj temperaturi, što se razlikuje od prvotne preporuke jer je otkriveno kako spoj pri povišenoj temperaturi može otopiti određene tipove čestica. Također je uzeto u obzir moguće stvaranje nakupina željezova hidroksida koji se potencijalno može zamijeniti za mikroplastiku, ali se na dodir iglom raspada, stoga se lako može testirati i zanemariti (Hurley i sur., 2018.; Lusher i sur., 2020.). Usto, većina čestica u kontrolnim uzorcima odgovarala je opisu pamučnih vlakana te boji odjeće nošene tijekom obrade, što je vjerojatno bio izvor.

Za identifikaciju mikroplastike mogu se koristiti različite metode, kao što su mikroskopija, infracrvena spektroskopija s Fourierovom transformacijom (FTIR) i Ramanova spektroskopija. U ovom istraživanju vizualni test bila je glavna metoda potpomognuta ostalim jednostavnim testovima, kao što su ispitivanje tvrdoće i savitljivosti na dodir ili test zagrijanom iglom. Vizualna identifikacija čestica izazovna je ponajprije zbog velikog broja čestica. Iz tog razloga, ali i zbog subjektivnosti ispitivača, preporučljivo je da taj proces analize odradi nekoliko ljudi. U ovom istraživanju to je radila jedna osoba. Isto tako, karakteristike čestica uvelike variraju, stoga je za neke vrlo jasno da su plastičnog podrijetla, dok je za dio čestica to manje očito te se mora uložiti dodatan trud kako bi se utvrdilo o čemu se radi. Ključan korak u tome jest upoznavanje s dodatnim obilježjima čija prisutnost upućuje na plastičnu građu, a s kojima se moguće upoznati u tekstualnom i slikovnom materijalu prijašnjih studija. Iznenadujuće je što ne postoji nekakva pristupačna baza slikovnog materijala, koji bi se mogao koristiti kao svojevrsni referentni materijal za pomoć pri identifikaciji mikroplastike. Takav koncept mogao bi biti vrlo koristan za uporabu svima koji žele ispitivati količine i karakteristike mikroplastike u okolišu - recimo za projekte u koje bi bili uključeni učenici ili građani, a koji bi značajno doprinijeli širenju svijesti o ovoj vrsti onečišćenja.

7. ZAKLJUČAK

Mikroplastika predstavlja specifičan oblik onečišćenja koji se potpomognut brojnošću potencijalnih izvora te karakteristikama materijala koje omogućuju lagan prijenos čestica nastavlja širiti prirodnim staništima.

U ovom radu provedena je kvantitativna analiza mikroplastike iz površinskog sloja mora na užem području Zadra i Šibenika. Pronađene količine pokazale su se relativno niskima te usporedivima s razinom onečišćenja brojnih urbanih sredina u svijetu, također uz očite razlike u odnosu na neke primjere. Prosječna koncentracija mikroplastike u moru Zadra i Šibenika iznosila je 0,80 čestica/m³. U odnosu na dosadašnja istraživanja prisutna su podudaranja u povišenoj zastupljenosti vlakana i fragmenata, manjih od milimetra te uglavnom prozirne i plave boje.

S obzirom na obilježja pronađenih čestica, može se pretpostaviti kako u ovom slučaju potječu iz: podmorskih ispusta otpadnih voda te ostalih ispusta, iz raspada odbačenog otpada, ribolovnih aktivnosti, transporta čestica s gradskih površina vjetrom ili odljevnim vodama i sl. Provedene metode pokazale su se vrlo efikasnim u prikupljanju, ekstrakciji i analizi mikroplastike.

Vizualna identifikacija može služiti kao temeljni način raspoznavanja plastičnih mikročestica uz prethodno upoznavanje s ključnim svojstvima koji služe u raspoznavanju materijala. Analizu zastupljenosti mikroplastike je moguće unaprijediti implementacijom mješovitih metoda uzorkovanja kroz duži vremenski period. Korištene metode potrebno je standardizirati kako bi se omogućila vjerodostojna usporedba rezultata različitih istraživanja.

U Zadru i Šibeniku more predstavlja ključan čimbenik u rastu i razvoju, kao i svakodnevnom životu njihovih građana i posjetitelja, stoga je praćenje stanja onečišćenja, pogotovo mikroplastikom, od visoke važnosti za očuvanje zdravog funkcioniranja okoliša i zajednica koje ga čine.

8. LITERATURA

Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., & Hassanaghahi, M. (2018). Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205, 80-87.

Acharya, S., Rumi, S. S., Hu, Y., & Abidi, N., 2021. Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Textile Research Journal*, 91(17-18), 2136-2156.

Aliabad, M. K., Nassiri, M., & Kor, K. (2019). Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran coasts). *Marine pollution bulletin*, 143, 125-133.

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5), 339-344.

Alomar, C., & Deudero, S., 2017. Evidence of microplastic ingestion in the shark *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 in the continental shelf off the western Mediterranean Sea. *Environmental pollution*, 223, 223-229.

Amin, R. M., Sohaimi, E. S., Anuar, S. T., & Bachok, Z. (2020). Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Marine pollution bulletin*, 150, 110616.

Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8), pp.1596-1605.

Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin*, 119(1), pp.12-22.

Antunes, J., Frias, J., & Sobral, P. (2018). Microplastics on the Portuguese coast. *Marine pollution bulletin*, 131, 294-302.

Au, S. Y., Lee, C. M., Weinstein, J. E., van den Hurk, P., & Klaine, S. J., 2017. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: identifying critical research needs. *Integrated environmental assessment and management*, 13(3), 505-509.

Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H., 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment international*, 102, 165-176.

Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F., 2017. Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat. *Marine environmental research*, 128, 2-11.

Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., & Regoli, F., 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental pollution*, 198, 211-222.

Avio, C. G., Pittura, L., d'Errico, G., Abel, S., Amorello, S., Marino, G., Gorbi, S., & Regoli, F., 2020. Distribution and characterization of microplastic particles and textile microfibers in Adriatic food webs: General insights for biomonitoring strategies. *Environmental Pollution*, 258, 113766.

Azevedo-Santos, V. M., Goncalves, G. R., Manoel, P. S., Andrade, M. C., Lima, F. P., & Pelicice, F. M., 2019. Plastic ingestion by fish: A global assessment. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 255(Pt 1), 112994.

Baini, M., Fossi, M. C., Galli, M., Caliani, I., Campani, T., Finoia, M. G., & Panti, C. (2018). Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): the application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 133, 543-552.

Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., & Guilhermino, L., 2018. Single and combined effects of microplastics and mercury on juveniles of the European seabass (*Dicentrarchus labrax*): changes in behavioural responses and reduction of swimming velocity and resistance time. *Environmental pollution*, 236, 1014-1019.

Barrows, A. P., Neumann, C. A., Berger, M. L., & Shaw, S. D. (2017). Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Analytical methods*, 9(9), 1446-1453.

Bayo, J., Olmos, S., & López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, 238, 124593.

Belamarić, G., Kurtela, Ž. and Bošnjak, R., 2016. Marine accident risk assessment for Port of Šibenik area. *Naše More: International Journal of Maritime Science & Technology*, 63(4 Supplement).

Bellas, J., Martínez-Armental, J., Martínez-Cámara, A., Besada, V., & Martínez-Gómez, C. (2016). Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine pollution bulletin*, 109(1), 55-60.

Bessa, F., Barría, P., Neto, J. M., Frias, J. P., Otero, V., Sobral, P., & Marques, J. C. (2018). Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine pollution bulletin*, 128, 575-584.

Bessa, F., Ratcliffe, N., Otero, V., Sobral, P., Marques, J. C., Waluda, C. M., Trathan, P.N., & Xavier, J. C., 2019. Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. *Scientific reports*, 9(1), 1-7.

Besseling, E., Foekema, E. M., Van Franeker, J. A., Leopold, M. F., Kühn, S., Rebolledo, E. B., Heße, E., Mielke, L., Ijzer, J., Kamminga, P., & Koelmans, A. A., 2015. Microplastic in a macro filter feeder: humpback whale *Megaptera novaeangliae*. *Marine pollution bulletin*, 95(1), 248-252.

Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J. P., & Ke, P. C. (2010). Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis. *The journal of physical chemistry C*, 114(39), 16556-16561.

Blašković, A., Fastelli, P., Čižmek, H., Guerranti, C. and Renzi, M., 2017. Plastic litter in sediments from the Croatian marine protected area of the natural park of Telaščica bay (Adriatic Sea). *Marine pollution bulletin*, 114(1), pp.583-586.

Bošković, N., Joksimović, D., & Bajt, O. (2022). Microplastics in fish and sediments from the Montenegrin coast (Adriatic Sea): Similarities in accumulation. *Science of The Total Environment*, 850, 158074.

Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98-110.

Boucher, J., & Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources* (Vol. 10). Gland, Switzerland: Iucn.

Brandts, I., Teles, M., Gonçalves, A. P., Barreto, A., Franco-Martinez, L., Tvarijonaviciute, A., Martins, M.A., Soares, A.M.V.M., Tort, L., & Oliveira, M. (2018). Effects of nanoplastics on *Mytilus galloprovincialis* after individual and combined exposure with carbamazepine. *Science of the total environment*, 643, 775-784.

Bråte, I.L.N., Hurley, R., Iversen, K., Beyer, J., Thomas, K.V., Steindal, C.C., Green, N.W., Olsen, M. and Lusher, A., 2018. *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. *Environmental Pollution*, 243, pp.383-393.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, 45(21), 9175-9179.

Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental science & technology*, 42(13), 5026-5031.

Browne, M.A., Galloway, T. and Thompson, R., 2007. Microplastic - an emerging contaminant of potential concern?. *Integrated environmental assessment and Management*, 3(4), pp.559-561.

Bullard, J.E., Ockelford, A., O'Brien, P. and Neuman, C.M., 2021. Preferential transport of microplastics by wind. *Atmospheric Environment*, 245, p.118038.

Capriotti, M., Cocci, P., Bracchetti, L., Cottone, E., Scandiffio, R., Caprioli, G., Sagratini, G., Mosconi, G., Bovolin, P. and Palermo, F.A., 2021. Microplastics and their associated organic pollutants from the coastal waters of the central Adriatic Sea (Italy): Investigation of adipogenic effects in vitro. *Chemosphere*, 263, p.128090.

Castro, R. O., da Silva, M. L., Marques, M. R., & de Araújo, F. V. (2020). Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111537.

Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C., & Henry, T. B. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental pollution*, 237, 675-684.

Cesa, F.S., Turra, A. and Baruque-Ramos, J., 2017. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of the total environment*, 598, pp.1116-1129.

Chae, Y., & An, Y. J. (2017). Effects of micro-and nanoplastics on aquatic ecosystems: Current research trends and perspectives. *Marine pollution bulletin*, 124(2), 624-632.

Chagnon, C., Thiel, M., Antunes, J., Ferreira, J. L., Sobral, P., & Ory, N. C. (2018). Plastic ingestion and trophic transfer between Easter Island flying fish (*Cheilopogon rapanouiensis*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from Rapa Nui (Easter Island). *Environmental Pollution*, 243, 127-133.

Chen, M., Jin, M., Tao, P., Wang, Z., Xie, W., Yu, X., & Wang, K. (2018). Assessment of microplastics derived from mariculture in Xiangshan Bay, China. *Environmental Pollution*, 242, 1146-1156.

Chen, Q., Lackmann, C., Wang, W., Seiler, T. B., Hollert, H., & Shi, H. (2020). Microplastics lead to hyperactive swimming behaviour in adult zebrafish. *Aquatic Toxicology*, 224, 105521.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. and Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), pp.2588-2597.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2015). The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental science & technology*, 49(2), 1130-1137.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. and Galloway, T.S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental science & technology*, 47(12), pp.6646-6655.

Constant, M., Kerherve, P., Sola, J., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., & Heussner, S. (2018). Floating microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea: temporal and spatial heterogeneities. In *Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea* (pp. 9-15). Springer International Publishing.

- Courtene-Jones, W., Quinn, B., Gary, S.F., Mogg, A.O. and Narayanaswamy, B.E., 2017. Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental pollution*, 231, pp.271-280.
- Cukrov, N., Mlakar, M., Cuculić, V. and Barišić, D., 2009. Origin and transport of ²³⁸U and ²²⁶Ra in riverine, estuarine and marine sediments of the Krka River, Croatia. *Journal of environmental radioactivity*, 100(6), pp.497-504.
- Dadić, V., Smirčić, A., Leder, N., i Vilibić, I., 1994. Morske struje. Oceanografske osobine Zadarskoga kanala. Institut za oceanografiju i ribarstvo. Studije i elaborati 6/94.
- De Jesus Piñon-Colin, T., Rodriguez-Jimenez, R., Rogel-Hernandez, E., Alvarez-Andrade, A., & Wakida, F. T. (2020). Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of the Total Environment*, 704, 135411.
- De Lucia, G. A., Vianello, A., Camedda, A., Vani, D., Tomassetti, P., Coppa, S., Palazzo, L., Amici, M., Romanelli, G., Zampetti, G., Cicero, A.M., Carpentieri, S., Di Vito, S., & Matiddi, M. (2018). Sea water contamination in the vicinity of the Italian minor islands caused by microplastic pollution. *Water*, 10(8), 1108.
- De Sá, L. C., Luís, L. G., & Guilhermino, L. (2015). Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental pollution*, 196, 359-362.
- De Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., & Futter, M. N. (2018). Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: what do we know and where should we focus our efforts in the future?. *Science of the total environment*, 645, 1029-1039.
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M., Dangerfield, N., & Ross, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine pollution bulletin*, 79(1-2), 94-99.
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M., & Ross, P. S. (2015). Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69(3), 320-330.
- Devriese, L.I., Van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J. and Vethaak, A.D., 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine pollution bulletin*, 98(1-2), pp.179-187.
- Ding, J., Sun, C., He, C., Zheng, L., Dai, D., & Li, F. (2022). Atmospheric microplastics in the Northwestern Pacific Ocean: Distribution, source, and deposition. *Science of The Total Environment*, 829, 154337.

Do Nascimento Filho, I., von Mühlen, C., Schossler, P., & Caramao, E. B. (2003). Identification of some plasticizers compounds in landfill leachate. *Chemosphere*, 50(5), 657-663.

do Sul, J. A. I., Costa, M. F., Barletta, M., & Cysneiros, F. J. A. (2013). Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. *Marine pollution bulletin*, 75(1-2), 305-309.

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. *Marine pollution bulletin*, 104(1-2), 290-293.

Erdelez i sur., 2011. PLAN UPRAVLJANJA OKOLIŠEM UREĐAJA ZA PROČIŠĆAVANJE OTPADNIH VODA „CENTAR“ ZADAR, institut IGH d.d. [https://www.grad-zadar.hr/repos/doc/EMP_Zadar_B_hrv_mp_280111\[1\].pdf](https://www.grad-zadar.hr/repos/doc/EMP_Zadar_B_hrv_mp_280111[1].pdf) (pristupljeno 5.6.2023.)

Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine pollution bulletin*, 77(1-2), 177-182.

Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A., 2020. Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature communications*, 11(1), 1-11.

Fagiano, V., Alomar, C., Compa, M., Soto-Navarro, J., Jordá, G., & Deudero, S. (2022). Neustonic microplastics and zooplankton in coastal waters of Cabrera marine protected area (Western Mediterranean Sea). *Science of The Total Environment*, 804, 150120.

Filgueiras, A. V., Preciado, I., Cartón, A., & Gago, J., 2020. Microplastic ingestion by pelagic and benthic fish and diet composition: A case study in the NW Iberian shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111623.

Fonte, E., Ferreira, P., & Guilhermino, L., 2016. Temperature rise and microplastics interact with the toxicity of the antibiotic cefalexin to juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): post-exposure predatory behaviour, acetylcholinesterase activity and lipid peroxidation. *Aquatic toxicology*, 180, 173-185.

Franco, A. A., Arellano, J. M., Albendín, G., Rodríguez-Barroso, R., Quiroga, J. M., & Coello, M. D. (2021). Microplastic pollution in wastewater treatment plants in the city of Cádiz: Abundance, removal efficiency and presence in receiving water body. *Science of the Total Environment*, 776, 145795.

Frančić i sur., 2015. POMORSKI FAKULTET U RIJECI, PROMETNO-PLOVIDBENA STUDIJA – PLOVNA PODRUČJA PRIMORSKO-GORANSKE, LIČKO-SENJSKE, ZADARSKE I ŠIBENSKO-KNINSKE ŽUPANIJE, Rijeka

- Frere, L., Paul-Pont, I., Rinnert, E., Petton, S., Jaffré, J., Bihannic, I., Soudant, P., Lambert, C., & Huvet, A. (2017). Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: a case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environmental Pollution*, 225, 211-222.
- Frias, J. P., Lyashevskaya, O., Joyce, H., Pagter, E., & Nash, R. (2020). Floating microplastics in a coastal embayment: A multifaceted issue. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111361.
- Frias, J. P., Otero, V., & Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*, 95, 89-95.
- Gabbott, S., Key, S., Russell, C., Yonan, Y. and Zalasiewicz, J., 2020. The geography and geology of plastics: Their environmental distribution and fate. In *Plastic Waste and Recycling* (pp. 33-63). Academic Press.
- Gago, J., Filgueiras, A., Pedrotti, M.L., Caetano, M. and Frias, J., 2019. Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater. Deliverable 4.1.
- Gajšt, T., Bizjak, T., Palatinus, A., Liubartseva, S. and Kržan, A., 2016. Sea surface microplastics in Slovenian part of the Northern Adriatic. *Marine pollution bulletin*, 113(1-2), pp.392-399.
- Gall, S. C., & Thompson, R. C., 2015. The impact of debris on marine life. *Marine pollution bulletin*, 92(1-2), 170-179.
- Galloway, T.S. and Lewis, C.N., 2016. Marine microplastics spell big problems for future generations. *Proceedings of the national academy of sciences*, 113(9), pp.2331-2333.
- Gambardella, C., Morgana, S., Ferrando, S., Bramini, M., Piazza, V., Costa, E., Garaventa, F., & Faimali, M., 2017. Effects of polystyrene microbeads in marine planktonic crustaceans. *Ecotoxicology and environmental safety*, 145, 250-257.
- Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A., & MacLeod, M. (2017). Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine pollution bulletin*, 120(1-2), 292-302.
- Gewert, B., Plassmann, M.M. and MacLeod, M., 2015. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental science: processes & impacts*, 17(9), pp.1513-1521.
- Geyer, R., 2020. Production, use, and fate of synthetic polymers. In *Plastic waste and recycling* (pp. 13-32). Academic Press.
- Geyer, R., Jambeck, J.R. and Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 3(7), p.e1700782.

- Giani, D., Bains, M., Galli, M., Casini, S., & Fossi, M. C. (2019). Microplastics occurrence in edible fish species (*Mullus barbatus* and *Merluccius merluccius*) collected in three different geographical sub-areas of the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 140, 129-137.
- Gola, D., Tyagi, P. K., Arya, A., Chauhan, N., Agarwal, M., Singh, S. K., & Gola, S. (2021). The impact of microplastics on marine environment: A review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16, 100552.
- Greaves, P.H. and Saville, B.P., 1995. *Microscopy of textile fibres*. Garland Science, London.
- Guerranti, C., Martellini, T., Perra, G., Scopetani, C. and Cincinelli, A., 2019. Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans. *Environmental toxicology and pharmacology*, 68, pp.75-79.
- Guo, X. and Wang, J., 2019. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. *Marine pollution bulletin*, 142, pp.1-14.
- Hahladakis, J.N., Velis, C.A., Weber, R., Iacovidou, E. and Purnell, P., 2018. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of hazardous materials*, 344, pp.179-199.
- Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y., 2020. A global perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125(1), e2018JC014719.
- Hernandez-Gonzalez, A., Saavedra, C., Gago, J., Covelo, P., Santos, M. B., & Pierce, G. J. (2018). Microplastics in the stomach contents of common dolphin (*Delphinus delphis*) stranded on the Galician coasts (NW Spain, 2005–2010). *Marine Pollution Bulletin*, 137, 526-532.
- Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P., & Duflos, G. (2017). Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: a review. *Chemosphere*, 182, 781-793.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C. and Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, 46(6), pp.3060-3075.
- Holland, E. R., Mallory, M. L., & Shutler, D. (2016). Plastics and other anthropogenic debris in freshwater birds from Canada. *Science of the Total Environment*, 571, 251-258.
- Horton, A.A., Svendsen, C., Williams, R.J., Spurgeon, D.J. and Lahive, E., 2017. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK—Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine pollution bulletin*, 114(1), pp.218-226.
- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E. and Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify

the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the total environment*, 586, pp.127-141.

Houck, M.M. ed., 2009. *Identification of textile fibers*. Woodhead Publishing Ltd., New Dehli.

Hurley, R., Horton, A., Lusher, A. and Nizzetto, L., 2020. Plastic waste in the terrestrial environment. In *Plastic Waste and Recycling* (pp. 163-193). Academic Press.

Hurley, R. R., Lusher, A. L., Olsen, M., & Nizzetto, L. (2018). Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices. *Environmental science & technology*, 52(13), 7409-7417.

Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251-257.

HYDRO-BIOS, <https://www.hydrobios.de/de/>, (pristupljeno 12.12.2022.)

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. and Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), pp.768-771.

Jamieson, A.J., Brooks, L.S.R., Reid, W.D., Piertney, S.B., Narayanaswamy, B.E. and Linley, T.D., 2019. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society open science*, 6(2), p.180667.

Karlsson, T.M., Vethaak, A.D., Almroth, B.C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M. and Leslie, H.A., 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: method development and microplastic accumulation. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), pp.403-408.

Kershaw, P.J., Turra, A. and Galgani, F., 2019. *Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean*.

Kosior, E., & Crescenzi, I. (2020). Solutions to the plastic waste problem on land and in the oceans. In *Plastic waste and recycling* (pp. 415-446). Academic Press.

Lebreton, L., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications*, 8(1), 1-10.

Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K.M., & He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the total environment*, 619, 1-8.

Leslie, H.A., 2014. Review of microplastics in cosmetics. IVM Institute for Environmental Studies, 476, pp.1-33.

Leslie, H. A., Brandsma, S. H., Van Velzen, M. J. M., & Vethaak, A. D. (2017). *Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals*,

wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment international*, 101, 133-142.

Lim, K. P., Lim, P. E., Yusoff, S., Sun, C., Ding, J., & Loh, K. H. (2022). A Meta-Analysis of the Characterisations of Plastic Ingested by Fish Globally. *Toxics*, 10(4), 186.

Lindeque, P. K., Cole, M., Coppock, R. L., Lewis, C. N., Miller, R. Z., Watts, A. J., Wilson-McNeal, A., Wright, S.L., & Galloway, T. S. (2020). Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, 265, 114721.

Liu, G., Jiang, R., You, J., Muir, D. C., & Zeng, E. Y. (2019). Microplastic impacts on microalgae growth: effects of size and humic acid. *Environmental Science & Technology*, 54(3), 1782-1789.

Liu, K., Wu, T., Wang, X., Song, Z., Zong, C., Wei, N., & Li, D. (2019). Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere. *Environmental science & technology*, 53(18), 10612-10619.

Lusher, A., Hollman, P. and Mendoza-Hill, J., 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. FAO.

Lusher, A. L., Munno, K., Hermabessiere, L., & Carr, S. (2020). Isolation and extraction of microplastics from environmental samples: an evaluation of practical approaches and recommendations for further harmonization. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1049-1065.

Lusher, A. L., Welden, N. A., Sobral, P., & Cole, M. (2020). Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. In *Analysis of nanoplastics and microplastics in food* (pp. 119-148). CRC Press.

Ma, H., Pu, S., Liu, S., Bai, Y., Mandal, S., & Xing, B. (2020). Microplastics in aquatic environments: toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental Pollution*, 261, 114089.

Magnusson, K., Eliaeson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Olshammar, M., Stadmark, J., & Hultén, J. (2016). Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment.

Mason, V. G., Skov, M. W., Hiddink, J. G., & Walton, M. (2022). Microplastics alter multiple biological processes of marine benthic fauna. *Science of the Total Environment*, 845, 157362.

Masura, J., Baker, J., Foster, G. and Arthur, C., 2015. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.

Marcinek, S., Santinelli, C., Cindrić, A.M., Evangelista, V., Gonnelli, M., Layglon, N., Mounier, S., Lenoble, V. and Omanović, D., 2020. Dissolved organic matter dynamics in the pristine Krka River estuary (Croatia). *Marine Chemistry*, 225, p.103848.

Markic, A., Gaertner, J. C., Gaertner-Mazouni, N., & Koelmans, A. A. (2020). Plastic ingestion by marine fish in the wild. *Critical reviews in environmental science and technology*, 50(7), 657-697.

Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. and Kaminuma, T., 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental science & technology*, 35(2), pp.318-324.

Microplastic research in Taiwan, Wordpress.com, <https://microplasticresearch.wordpress.com/> (pristupljeno: 10.6.2023.).

Miller, M. E., Hamann, M., & Kroon, F. J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLoS One*, 15(10), e0240792.

Ministarstvo gospodarstva i održivog razvoja (MINGOR), Izvješće o podacima iz Registra onečišćavanja okoliša za 2021. godinu (Pregled podataka na razini županija za 2021.), <https://www.haop.hr/hr/novosti/izvjesce-o-podacima-iz-registra-oneciscavanja-okolisa-za-2021-godinu> (pristupljeno 23.3.2023.)

Mizraji, R., Ahrendt, C., Perez-Venegas, D., Vargas, J., Pulgar, J., Aldana, M., Ojeda, F.P., Duarte, C., & Galbán-Malagón, C. (2017). Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut?. *Marine pollution bulletin*, 116(1-2), 498-500.

Mohsen, M., Wang, Q., Zhang, L., Sun, L., Lin, C., & Yang, H. (2019). Microplastic ingestion by the farmed sea cucumber *Apostichopus japonicus* in China. *Environmental pollution*, 245, 1071-1078.

Moore, R. C., Loseto, L., Noel, M., Etemadifar, A., Brewster, J. D., MacPhee, S., Bendell, L., & Ross, P. S. (2020). Microplastics in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Eastern Beaufort Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110723.

Montarsolo, A., Mossotti, R., Patrucco, A., Caringella, R., Zoccola, M., Pozzo, P. D., & Tonin, C. (2018). Study on the microplastics release from fishing nets. *The European Physical Journal Plus*, 133(11), 494.

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental science & technology*, 50(11), 5800-5808.

Nakano, H., Arakawa, H., & Tokai, T. (2021). Microplastics on the sea surface of the semi-closed Tokyo Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111887.

- Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine pollution bulletin*, 112(1-2), 39-45.
- Nelms, S. E., Galloway, T. S., Godley, B. J., Jarvis, D. S., & Lindeque, P. K. (2018). Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental pollution*, 238, 999-1007.
- Nelms, S. E., Parry, H. E., Bennett, K. A., Galloway, T. S., Godley, B. J., Santillo, D., & Lindeque, P. K. (2019). What goes in, must come out: Combining scat-based molecular diet analysis and quantification of ingested microplastics in a marine top predator. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(10), 1712-1722.
- Neto, J. G. B., Rodrigues, F. L., Ortega, I., Rodrigues, L. D. S., Lacerda, A. L., Coletto, J. L., Kessler, F., Cardoso, L.G., Madureira, L., & Proietti, M. C. (2020). Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. *Environmental Pollution*, 267, 115508.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., & Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine pollution bulletin*, 101(1), 119-126.
- Nor, N.H.M. and Obbard, J.P., 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine pollution bulletin*, 79(1-2), pp.278-283.
- Odvodnja d.o.o. Zadar, <https://www.odvodnja.hr/index.html> (pristupljeno 23.3.2023.).
- Palatinus, A., Viršek, M. K., Robič, U., Grego, M., Bajt, O., Šiljić, J., Suaria, G., Liubartseva, S., Coppini, G., & Peterlin, M. (2019). Marine litter in the Croatian part of the middle Adriatic Sea: Simultaneous assessment of floating and seabed macro and micro litter abundance and composition. *Marine pollution bulletin*, 139, 427-439.
- Parać, M., Cuculić, V., Cukrov, N., Geček, S., Lovrić, M. and Cukrov, N., 2022. Microplastic Distribution through the Salinity Gradient in a Stratified Estuary. *Water*, 14(20), p.3255.
- Peda, C., Caccamo, L., Fossi, M. C., Gai, F., Andaloro, F., Genovese, L., Perdichizzi, A., Romeo, T., & Maricchiolo, G. (2016). Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. *Environmental pollution*, 212, 251-256.
- Peeken, I., Primpke, S., Beyer, B., Gütermann, J., Katlein, C., Krumpfen, T., Bergmann, M., Hehemann, L. and Gerdt, G., 2018. Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nature communications*, 9(1), pp.1-12.
- Pelamatti, T., Fonseca-Ponce, I. A., Rios-Mendoza, L. M., Stewart, J. D., Marín-Enríquez, E., Marmolejo-Rodriguez, A. J., Hoyos-Padilla, E. M., Galván-Magaña, F., & González-Armas, R. (2019). Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in Banderas Bay, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 604-610.

- Pellini, G., Gomiero, A., Fortibuoni, T., Ferrà, C., Grati, F., Tasseti, A. N., Polidori, P., Fabi, G., & Scarcella, G. (2018). Characterization of microplastic litter in the gastrointestinal tract of *Solea solea* from the Adriatic Sea. *Environmental pollution*, 234, 943-952.
- Peroli, G. and Krvavica, N., 2016. A simplified computational model of the Sea Organ in Zadar. *Zbornik radova (Građevinski fakultet Sveučilišta u Rijeci)*, 19(1), pp.9-24.
- Piccardo, M., Provenza, F., Grazioli, E., Cavallo, A., Terlizzi, A., & Renzi, M. (2020). PET microplastics toxicity on marine key species is influenced by pH, particle size and food variations. *Science of The Total Environment*, 715, 136947.
- Plastic Europe, 2020. Plastics—the facts 2020: an analysis of European plastics production, demand and waste data for 2019. <https://plasticseurope.org/>
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C. and Rocha-Santos, T., 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, pp.150-159.
- Qi, H., Fu, D., Wang, Z., Gao, M., & Peng, L. (2020). Microplastics occurrence and spatial distribution in seawater and sediment of Haikou Bay in the northern South China Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 239, 106757.
- Redondo-Hasselerharm, P. E., Falahudin, D., Peeters, E. T., & Koelmans, A. A. (2018). Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. *Environmental science & technology*, 52(4), 2278-2286.
- Reguera, P., Viñas, L., & Gago, J. (2019). Microplastics in wild mussels (*Mytilus* spp.) from the north coast of Spain. *Scientia Marina*, 83(4), 337-347.
- Renzi, M., Guerranti, C., & Blašković, A. (2018). Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Marine pollution bulletin*, 131, 248-251.
- Rist, S., Baun, A., & Hartmann, N. B. (2017). Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna*—Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. *Environmental pollution*, 228, 398-407.
- Rist, S. E., Assidqi, K., Zamani, N. P., Appel, D., Perschke, M., Huhn, M., & Lenz, M. (2016). Suspended micro-sized PVC particles impair the performance and decrease survival in the Asian green mussel *Perna viridis*. *Marine pollution bulletin*, 111(1-2), 213-220.
- Robin, R. S., Karthik, R., Purvaja, R., Ganguly, D., Anandavelu, I., Mugilarasan, M., & Ramesh, R. (2020). Holistic assessment of microplastics in various coastal environmental matrices, southwest coast of India. *Science of the Total Environment*, 703, 134947.
- Romeo, T., Pietro, B., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F. and Fossi, M.C., 2015. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 95(1), pp.358-361.

- Royer, S.J., Ferrón, S., Wilson, S.T. and Karl, D.M., 2018. Production of methane and ethylene from plastic in the environment. *PloS one*, 13(8), p.e0200574.
- Seoane, M., González-Fernández, C., Soudant, P., Huvet, A., Esperanza, M., Cid, Á., & Paul-Pont, I. (2019). Polystyrene microbeads modulate the energy metabolism of the marine diatom *Chaetoceros neogracile*. *Environmental Pollution*, 251, 363-371.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental pollution*, 185, 77-83.
- Setälä, O., Norkko, J., & Lehtiniemi, M. (2016). Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine pollution bulletin*, 102(1), 95-101.
- Setiti, S., Hamdi, B., Chernai, S., Bachari, F. H., Bachouche, S., Ghezali, Y., & Suaria, G. (2021). Seasonal variation of microplastics density in Algerian surface waters (South-Western Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science*, 22(2), 317-326.
- Shah, A.A., Hasan, F., Hameed, A. and Ahmed, S., 2008. Biological degradation of plastics: a comprehensive review. *Biotechnology advances*, 26(3), pp.246-265.
- Sharma, S., & Chatterjee, S. (2017). Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 21530-21547.
- Shim, W.J. and Thomposon, R.C., 2015. Microplastics in the ocean. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69(3), pp.265-268.
- Siegfried, M., Koelmans, A. A., Besseling, E., & Kroeze, C. (2017). Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water research*, 127, 249-257.
- Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H., & Vethaak, A. D. (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth?. *Aquatic toxicology*, 170, 259-261.
- Solomando, A., Capó, X., Alomar, C., Álvarez, E., Compa, M., Valencia, J. M., Pinya, S., Deudero, S., & Sureda, A. (2020). Long-term exposure to microplastics induces oxidative stress and a pro-inflammatory response in the gut of *Sparus aurata* Linnaeus, 1758. *Environmental Pollution*, 266, 115295.
- Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Kang, J. H., Kwon, O. Y., Han, G. M., & Shim, W. J. (2014). Large accumulation of micro-sized synthetic polymer particles in the sea surface microlayer. *Environmental science & technology*, 48(16), 9014-9021.
- Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S., & Zhao, Y. (2017). Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine pollution bulletin*, 115(1-2), 217-224.

- Sundt, P., Schulze, P.E. and Syversen, F., 2014. Sources of microplastic-pollution to the marine environment. Mepex for the Norwegian Environment Agency, 86, p.20.
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Le Goïc, N., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P., & Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the national academy of sciences*, 113(9), 2430-2435.
- Suteja, Y., Atmadipoera, A. S., Riani, E., Nurjaya, I. W., Nugroho, D., & Cordova, M. R. (2021). Spatial and temporal distribution of microplastic in surface water of tropical estuary: Case study in Benoa Bay, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111979.
- Taha, Z. D., Amin, R. M., Anuar, S. T., Nasser, A. A. A., & Sohaimi, E. S. (2021). Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of The Total Environment*, 786, 147466.
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., & Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater?—A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water research*, 109, 164-172.
- Teng, J., Wang, Q., Ran, W., Wu, D., Liu, Y., Sun, S., Liu, H., Cao, R., & Zhao, J. (2019). Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. *Science of the total environment*, 653, 1282-1292.
- Trainic, M., Flores, J. M., Pinkas, I., Pedrotti, M. L., Lombard, F., Bourdin, G., Gorsky, G., Boss, E., Rudich, Y., Vardi, A., & Koren, I. (2020). Airborne microplastic particles detected in the remote marine atmosphere. *Communications Earth & Environment*, 1(1), 1-9.
- Tunçer, S., Artüz, O. B., Demirkol, M., & Artüz, M. L. (2018). First report of occurrence, distribution, and composition of microplastics in surface waters of the Sea of Marmara, Turkey. *Marine pollution bulletin*, 135, 283-289.
- Uddin, S., Fowler, S. W., & Behbehani, M. (2020). An assessment of microplastic inputs into the aquatic environment from wastewater streams. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111538.
- Ugwu, K., Herrera, A., & Gómez, M. (2021). Microplastics in marine biota: A review. *Marine pollution bulletin*, 169, 112540.
- Van Cauwenberghe, L., & Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental pollution*, 193, 65-70.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental pollution*, 199, 10-17.

- van der Hal, N., Ariel, A., & Angel, D. L. (2017). Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine pollution bulletin*, 116(1-2), 151-155.
- Van der Wal, M., Van der Meulen, M., Tweehuysen, G., Peterlin, M., Palatinus, A., Viršek, M. K., Coscia, L. & Kržan, A. (2015). Identification and assessment of riverine input of (marine) litter. Final Report for the European Commission DG Environment under Framework Contract No ENV. D. Contract No ENV. D, 2.
- Viršek, M. K., Lovšin, M. N., Koren, Š., Kržan, A., & Peterlin, M. (2017). Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine pollution bulletin*, 125(1-2), 301-309.
- Vodovod i odvodnja d.o.o. Šibenik, <http://www.vodovodsib.hr/2015/03/14/upov/>
- Waldschläger, K., Lechthaler, S., Stauch, G., & Schüttrumpf, H. (2020). The way of microplastic through the environment—Application of the source-pathway-receptor model. *Science of the Total Environment*, 713, 136584.
- Waller, C.L., Griffiths, H.J., Waluda, C.M., Thorpe, S.E., Loaiza, I., Moreno, B., Pacherras, C.O. and Hughes, K.A., 2017. Microplastics in the Antarctic marine system: an emerging area of research. *Science of the total environment*, 598, pp.220-227.
- Wan, Z., Wang, C., Zhou, J., Shen, M., Wang, X., Fu, Z., & Jin, Y. (2019). Effects of polystyrene microplastics on the composition of the microbiome and metabolism in larval zebrafish. *Chemosphere*, 217, 646-658.
- Wang, J., Li, Y., Lu, L., Zheng, M., Zhang, X., Tian, H., Wang, W., & Ru, S. (2019). Polystyrene microplastics cause tissue damages, sex-specific reproductive disruption and transgenerational effects in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environmental Pollution*, 254, 113024.
- Wang, W., Ge, J., & Yu, X. (2020). Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 189, 109913.
- Wang, X., Li, C., Liu, K., Zhu, L., Song, Z., & Li, D. (2020). Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source. *Journal of hazardous materials*, 389, 121846.
- Wang, Z., Yuan, L. and Tang, C., 2017. Sustainable elastomers from renewable biomass. *Accounts of chemical research*, 50(7), pp.1762-1773.
- Watts, A. J., Lewis, C., Goodhead, R. M., Beckett, S. J., Moger, J., Tyler, C. R., & Galloway, T. S. (2014). Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental science & technology*, 48(15), 8823-8830.
- Welden, N. A. (2020). The environmental impacts of plastic pollution. In *Plastic waste and recycling* (pp. 195-222). Academic Press.

- Welden, N.A. and Lusher, A., 2020. Microplastics: from origin to impacts. In *Plastic waste and recycling* (pp. 223-249). Academic Press.
- Windsor, F.M., Tilley, R.M., Tyler, C.R. and Ormerod, S.J., 2019. Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of the total environment*, 646, pp.68-74.
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., & Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society open science*, 1(4), 140317.
- Wootton, N., Reis-Santos, P., Dowsett, N., Turnbull, A., & Gillanders, B. M. (2021). Low abundance of microplastics in commercially caught fish across southern Australia. *Environmental Pollution*, 290, 118030.
- Worm, B., Lotze, H.K., Jubinville, I., Wilcox, C. and Jambeck, J., 2017. Plastic as a persistent marine pollutant. *Annual Review of Environment and Resources*, 42, pp.1-26.
- Wright, L. S., Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2021). Potential microplastic release from beached fishing gear in Great Britain's region of highest fishing litter density. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 113115.
- Wright, S. L., Ulke, J., Font, A., Chan, K. L. A., & Kelly, F. J. (2020). Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment international*, 136, 105411.
- Wu, Y., Guo, P., Zhang, X., Zhang, Y., Xie, S., & Deng, J. (2019). Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae. *Journal of Hazardous Materials*, 374, 219-227.
- Xu, X., Wong, C. Y., Tam, N. F., Lo, H. S., & Cheung, S. G. (2020). Microplastics in invertebrates on soft shores in Hong Kong: Influence of habitat, taxa and feeding mode. *Science of the Total Environment*, 715, 136999.
- Xu, X. Y., Wong, C. Y., Tam, N. F. Y., Liu, H. M., & Cheung, S. G. (2020). Barnacles as potential bioindicator of microplastic pollution in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111081.
- Yagi, M., Kobayashi, T., Maruyama, Y., Hoshina, S., Masumi, S., Aizawa, I., Uchida, J., Kinoshita, T., Yamawaki, N., Aoshima, T., Morii, Y., & Shimizu, K. (2022). Microplastic pollution of commercial fishes from coastal and offshore waters in southwestern Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113304.
- Yamamoto, T., Yasuhara, A., Shiraishi, H., & Nakasugi, O. (2001). Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. *Chemosphere*, 42(4), 415-418.
- Yin, L., Chen, B., Xia, B., Shi, X., & Qu, K. (2018). Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacoever (*Sebastes schlegelii*). *Journal of Hazardous Materials*, 360, 97-105.

- Yu, P., Liu, Z., Wu, D., Chen, M., Lv, W., & Zhao, Y. (2018). Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver. *Aquatic toxicology*, 200, 28-36.
- Zeri, C., Adamopoulou, A., Varezić, D.B., Fortibuoni, T., Viršek, M.K., Kržan, A., Mandić, M., Mazziotti, C., Palatinus, A., Peterlin, M. and Prvan, M., 2018. Floating plastics in Adriatic waters (Mediterranean Sea): From the macro-to the micro-scale. *Marine Pollution Bulletin*, 136, pp.341-350.
- Zhang, C., Chen, X., Wang, J., & Tan, L. (2017). Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: interactions between microplastic and algae. *Environmental pollution*, 220, 1282-1288.
- Zhang, H. (2017). Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 74-86.
- Zheng, S., Zhao, Y., Liangwei, W., Liang, J., Liu, T., Zhu, M., Li, Q., & Sun, X. (2020). Characteristics of microplastics ingested by zooplankton from the Bohai Sea, China. *Science of the Total Environment*, 713, 136357.
- Zhu, J., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Kang, Z., Yu, X., Lan, W., Cai, L., Wang, J., & Shi, H. (2019). Microplastic pollution in the Maowei Sea, a typical mariculture bay of China. *Science of the Total Environment*, 658, 62-68.
- Zhu, X., Munno, K., Grbic, J., Werbowski, L. M., Bikker, J., Ho, A., Guo, E., Sedlak, M., Sutton, R., Box, C., Lin, D., Gilbreath, A., Holleman, R.C., Fortin, M.J., & Rochman, C. (2021). Holistic assessment of microplastics and other anthropogenic microdebris in an Urban Bay sheds light on their sources and fate. *ACS ES&T Water*, 1(6), 1401-1410.
- Ziajahromi, S., Kumar, A., Neale, P. A., & Leusch, F. D. (2018). Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates. *Environmental Pollution*, 236, 425-431.