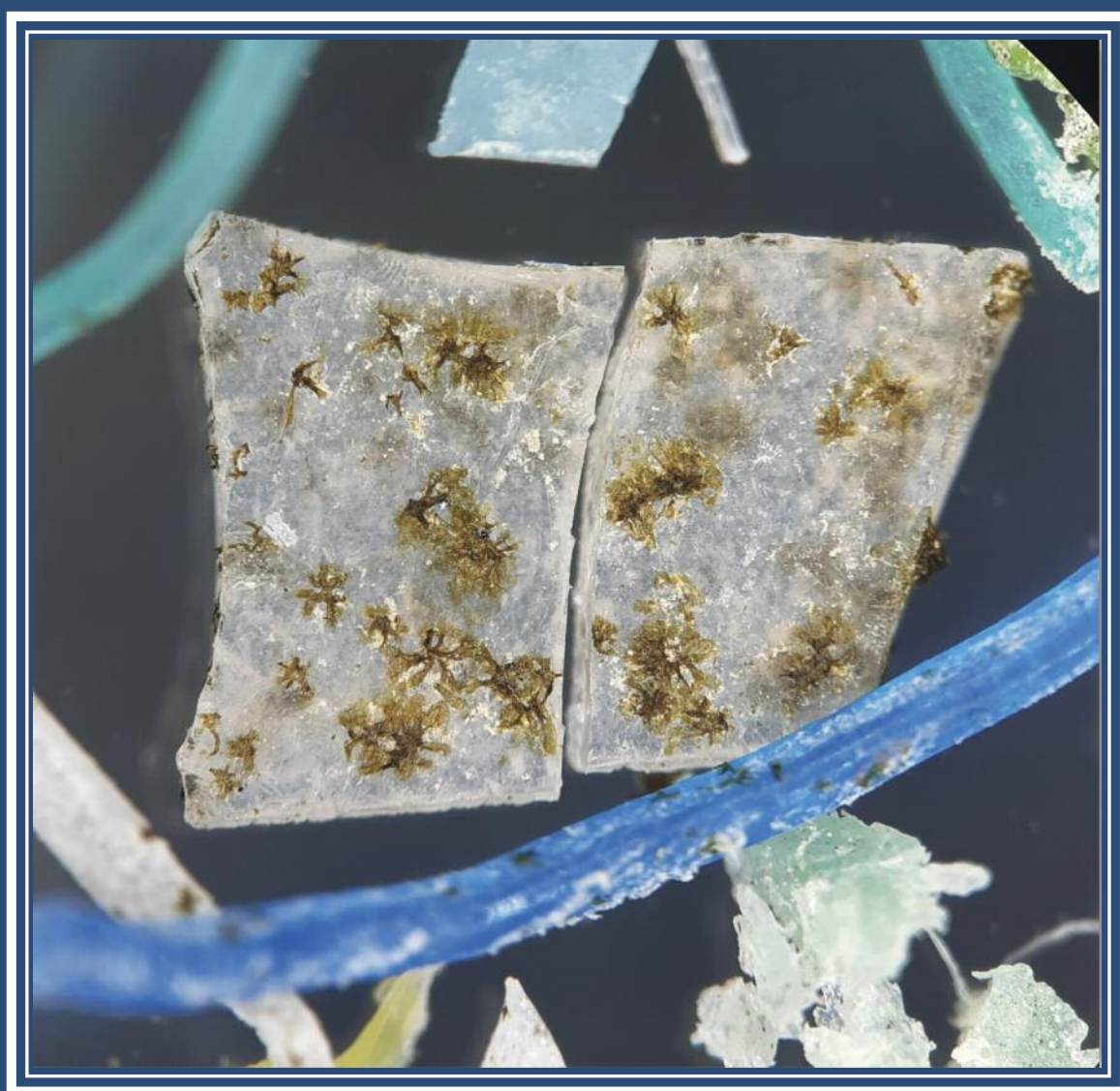


SPECIE ALIENE E MICROPLASTICHE

Monitoraggio delle coste laziali



2023

SPECIE ALIENE E MICROPLASTICHE

Monitoraggio delle coste laziali

2023

Specie aliene e microplastiche. Monitoraggio delle coste laziali

Rapporto a cura di:

ARPA Lazio

Dipartimento Stato dell'ambiente - Servizio Monitoraggio delle risorse idriche

Emanuela Viaggiu, Marta Pacini, Andrea Bonifazi, Laura Aguzzi

Contatti autori:

emanuela.viaggiu@arpalazio.it

marta.pacini@arpalazio.it

andrea.bonifazi@arpalazio.it

laura.aguzzi@arpalazio.it

RIASSUNTO

La tutela ambientale, considerata oggi come un tema di particolare rilievo, comporta la risoluzione di molteplici sfide; tra queste ci sono sicuramente l'inquinamento da microplastiche e l'introduzione di specie aliene invasive. La dispersione di materiale plastico microscopico negli ambienti naturali, a causa della dimensione e della persistenza, è oggi riscontrabile in tutti gli ecosistemi, con ripercussioni negative a diversi livelli, partendo dal suolo e dall'acqua fino ad arrivare agli organismi viventi che popolano i vari ambienti e all'uomo. Le microplastiche oltre a rappresentare un pericolo diretto per gli ambienti naturali e per la salute umana, possono costituire anche un veicolo di trasporto delle specie aliene invasive che, in particolare negli ambienti acquatici, le utilizzano come mezzo di diffusione. Inoltre, con il riscaldamento globale, specie esotiche provenienti da paesi con climi più caldi, trovando condizioni climatiche favorevoli, possono prosperare in ambienti che non fanno parte del loro areale naturale di distribuzione; questo fenomeno è legato alle attività antropiche, sia volontarie che involontarie, che facilitano la diffusione di specie invasive in aree altrimenti a loro inaccessibili.

I dati presentati in questo lavoro sono tratti dal monitoraggio degli ambienti marini, eseguito dal 2015 al 2020 lungo le coste laziali ai sensi del d.lgs. 190/2010, in applicazione della direttiva quadro europea sulla strategia per l'ambiente marino (2008/56/CE). In particolare, i risultati delle analisi condotte su campioni prelevati nel porto di Civitavecchia (RM) per la ricerca di specie aliene e in quattro aree lungo la costa del Lazio, Tarquinia (VT), Ladispoli (RM), San Felice Circeo (LT) e Formia (LT) per la caratterizzazione quali-quantitativa delle microplastiche, evidenziano una diffusione significativa di specie invasive non indigene introdotte da attività antropiche come il traffico marittimo, nonché una distribuzione delle microplastiche lungo le coste laziali con gradiente positivo in direzione costa-largo e in aree particolarmente impattate da apporti fluviali.

Parole chiave: microplastiche, specie aliene, monitoraggio, Lazio.

In copertina: fotografia allo stereoscopio di microplastiche colonizzate da microorganismi marini (foto di Marta Pacini).

Tutte le fotografie pubblicate, laddove non diversamente riportato, sono dell'archivio fotografico dell'ARPA Lazio.

ARPA Lazio – 2023



Quest'opera è distribuita con Licenza
Creative Commons Attribuzione Italia 4.0

Coordinamento editoriale: Direzione generale - Area sistemi operativi e gestione della conoscenza

Edizione web: <https://www.arpalazio.it/web/guest/pubblicazioni>

Progetto grafico e stampa: STI Stampa Tipolitografica Italiana srl - Roma

INDICE

INTRODUZIONE.....	5
1. SPECIE ALIENE	7
1.1 Specie aliene in ambiente marino	7
1.2 Monitoraggio	9
1.3 NIS nel fitoplancton	11
1.4 NIS nel mesozooplancton.....	12
1.5 NIS nel macrozoobenthos	14
2. MICROPLASTICHE	19
2.1 Microplastiche in ambiente marino	21
2.2 Monitoraggio	23
2.3 Risultati	25
3. CONCLUSIONI	29
BIBLIOGRAFIA.....	31

INTRODUZIONE

Gli esseri viventi, uomo compreso, sono inevitabilmente legati all'ambiente e non è difficile capire come le questioni legate alla tutela ambientale siano divenute sempre più centrali nei dibattiti degli ultimi decenni. Le conseguenze dell'attività antropica, poco attenta alla tutela dell'ambiente, sono tra le più grandi minacce per la salute e per la biodiversità che l'umanità deve oggi affrontare.

Tra le principali minacce per la perdita di biodiversità vi è l'introduzione di specie non indigene (NIS). Studi recenti, condotti su scala globale, hanno rilevato che il deterioramento dell'ecosistema è dovuto anche all'ingresso di specie aliene invasive in molte aree costiere. Il Mar Mediterraneo, ad esempio, è un bacino particolarmente soggetto all'invasione di specie aliene, un fenomeno dovuto principalmente dall'apertura del Canale di Suez e dall'intenso traffico marittimo, commerciale e turistico. Le NIS, che per definizione rappresentano le specie introdotte da attività antropiche, hanno causato cambiamenti ben documentati in molti ecosistemi costieri: il trasporto attraverso le acque di zavorra e il *fouling* delle navi sono considerati i principali vettori di diffusione per le specie aliene all'interno del Mediterraneo. Le NIS possono entrare in competizione con le specie autoctone, dando luogo alla perdita di biodiversità e, di conseguenza, all'alterazione dell'ecosistema marino.

Gli studi sulle specie aliene hanno focalizzato l'attenzione anche sulle superfici dove questi organismi potrebbero accrescersi e, tra i substrati utilizzati dalle NIS, rientrano i rifiuti di plastica galleggianti o le microplastiche, attraverso cui le NIS possono essere trasportate ed espandere in nuovi areali.

L'inquinamento da plastiche e microplastiche rappresenta uno dei più gravi problemi degli ultimi decenni; le microplastiche, in particolare, a causa delle loro piccole dimensioni (< 5mm), hanno raggiunto praticamente tutti gli ecosistemi, da quelli marini a quelli terrestri, entrando nella catena alimentare di svariate specie, fino ad arrivare all'uomo. Le microplastiche tendono a degradarsi col tempo, rilasciando le sostanze e gli additivi di cui sono costituite e diventando quindi vettori di sostanze tossiche, con gravi conseguenze per la salute, non solo dell'uomo, ma di tutti gli altri esseri viventi del nostro pianeta.

La riduzione degli impatti dovuti alla perdita di biodiversità, legata sia alla diffusione di specie non indigene sia alla massiva presenza di rifiuti in mare, rientra nei piani d'azione che l'Unione Europea sta mettendo in campo ai fini del raggiungimento di un «buono stato ecologico» dei mari e delle zone costiere, nonché di un uso sostenibile delle risorse. Nonostante il considerevole interesse da parte della comunità scientifica internazionale e le direttive vigenti, i rischi ambientali dovuti alle specie aliene e all'inquinamento delle microplastiche sono aumentati negli ultimi decenni.

Per cercare di arginare anche la pressante diffusione di specie aliene e la circolazione delle microplastiche, il Parlamento europeo e il Consiglio dell'Unione Europea nel 2008 hanno emanato la direttiva quadro 2008/56/CE, nota come Marine Strategy Framework Directive, successivamente recepita in Italia con il d.lgs. n. 190 del 13 ottobre 2010.

La Strategia Marina, si propone di indagare, attraverso diversi piani di monitoraggio, le varie pressioni a cui sono sottoposti i mari che bagnano le coste europee ed è articolata in 11 descrittori che prendono in considerazione problemi eterogenei, dagli inquinanti chimici alla pressione data dalle attività di pesca, passando per rifiuti plastici e alterazioni del fondale marino.

Il descrittore 2 riguarda proprio le specie non indigene (NIS), trattate sia in termini di ricchezza specifica che di abbondanza, e stabilisce che il buono stato ambientale sarà raggiunto quando verrà «ridotto al minimo il numero di specie non indigene di nuova introduzione in aree associate ai principali vettori di introduzione». Le aree prese in considerazione per la valutazione delle NIS sono ambienti sottoposti a evidente impatto antropico e frequentemente soggette alla proliferazione di specie alloctone, quali i terminali portuali di categoria 2 classe 1, cioè i porti di rilevanza economica internazionale.

Il descrittore 10 prevede l'analisi di una serie di parametri finalizzati allo studio quali-quantitativo delle varie tipologie di rifiuti marini: i rifiuti marini spiaggiati, i rifiuti marini flottanti, i rifiuti marini sul fondo e i microrifiuti (particelle < 5 mm) (Decisione(UE) 2017/848). Per il raggiungimento del buono stato ambientale il descrittore 10 stabilisce che "la composizione e la quantità dei rifiuti marini sul litorale, nello strato superficiale della colonna d'acqua, sul fondo marino, dei microrifiuti nello strato superficiale della colonna d'acqua e dei rifiuti marini ingeriti dagli animali marini sono tali da non provocare rilevanti impatti sull'ecosistema costiero e marino".

La Strategia Marina ha preso avvio ufficialmente il 15 luglio 2015 e l'ARPA Lazio, insieme alle altre ARPA delle regioni che si affacciano sul mare, è impegnata nelle diverse attività di monitoraggio, tra cui le indagini sulle specie aliene e sulle microplastiche, secondo quanto previsto dai Piani Operativi delle Attività (POA), contenenti le modalità per l'attuazione delle attività previste dai programmi di monitoraggio per la Strategia Marina.

1 SPECIE ALIENE

Negli ultimi anni si sono moltiplicati gli studi riguardanti le specie non indigene, note anche come aliene o alloctone, amplificando l'interesse della comunità scientifica mondiale.

Per "Specie Non Indigena" (Non Indigenous Species o NIS) si intende una specie proveniente da un areale geografico noto che, accidentalmente o volontariamente, viene introdotta dall'essere umano in un ambiente al di fuori della sua naturale area di distribuzione. La IUCN (International Union for Conservation of Nature) le definisce come specie che *"si stabilizzano in ecosistemi o habitat naturali o semi-naturali, sono agenti di cambiamento e minacciano la diversità biologica"*. Se le condizioni sono a loro favorevoli, queste specie possono entrare in competizione con quelle indigene (o autoctone), diventando pericolosamente invasive, fino a costituire una minaccia alla biodiversità, causando talvolta danni alle attività dell'uomo o avendo effetti potenzialmente negativi sulla salute umana. Un'ulteriore definizione reperibile in letteratura è quella di Specie Alloctone Invasive (Invasive Alien Species o IAS), cioè *taxa* non indigeni in grado di diffondersi rapidamente in vaste aree, entrando in competizione, spesso vincente, con le specie autoctone (Masciadri *et al.*, 2010).

Tra le cause di introduzione involontaria vi è il trasferimento delle specie all'interno delle stive delle navi, nelle automobili o in altri mezzi di trasporto, ma anche attraverso le attività legate al commercio di specie vegetali di interesse agricolo. Tra le cause volontarie, invece, troviamo il rilascio in natura di animali esotici allevati in cattività, il lavaggio di acquari contenenti piante e larve di specie esotiche, l'introduzione di specie aliene a fini ricreativi di pesca e caccia e la coltivazione di piante ornamentali non autoctone per abbellire giardini pubblici e privati.

Nella Figura 1 è riprodotto uno schema di introduzione volontaria e involontaria di specie aliene da parte dell'uomo.

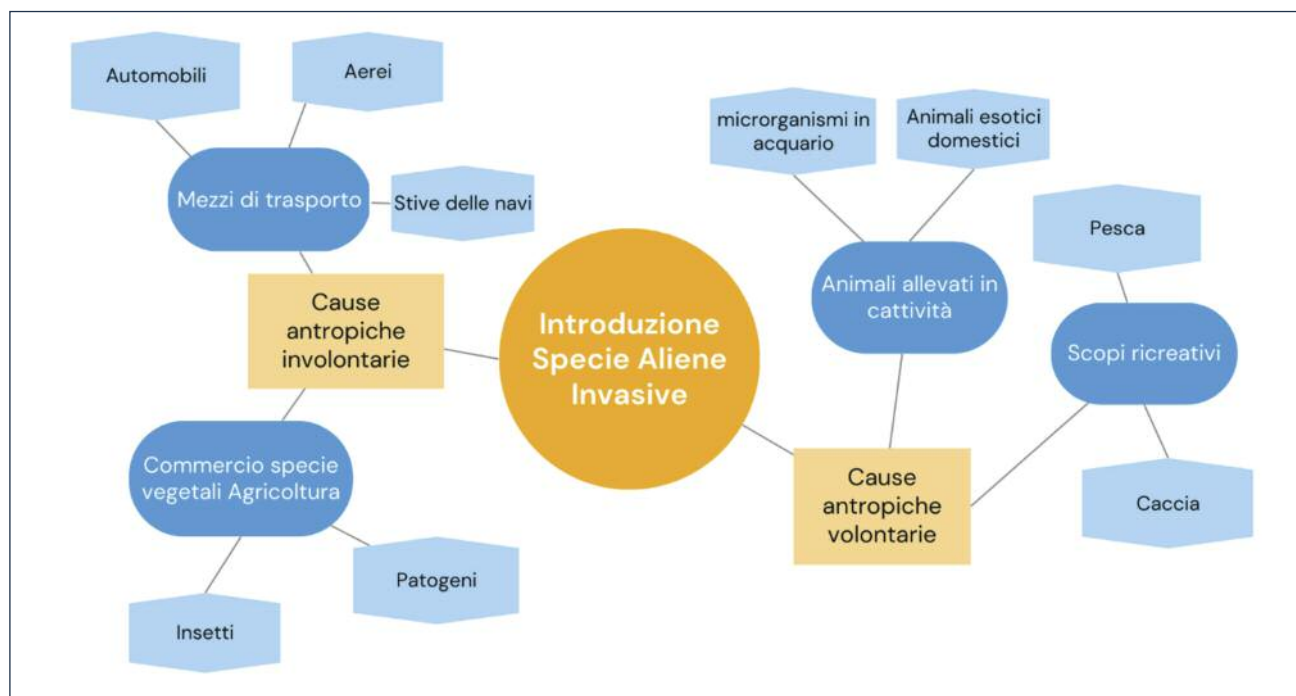


Figura 1 - Schema di introduzione volontaria e involontaria di specie aliene da parte dell'uomo

Alcuni esempi di specie aliene invasive diffuse nel nostro Paese sono ben note, come ad esempio la nutria (*Myocastor coypus*) (Figura 2), originaria del sud America, introdotta in Italia tra gli anni '60 e '80 per il commercio della pelliccia, con le prime importazioni risalenti addirittura alla fine degli anni

'20 del secolo scorso. La nutria è considerata dall'IUCN una tra le cento specie più invasive del pianeta. Essa può causare una marcata alterazione di ambienti di acqua dolce, spesso impattando su alcune piante acquatiche, ma anche indebolendo gli argini dei fiumi con lo scavo delle tane che possono portare, in casi estremi, a fenomeni di dissesto idrogeologico.



Figura 2 - Nutria nel suo ambiente naturale (© Ph. Siegfried Poepperl - www.pixels.com)



Un altro esempio è lo scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) (Figura 3), originario del nord America, specie introdotta in varie parti del mondo come animale domestico e in seguito rilasciato in natura. Anche questa specie aliena è stata inserita dalla IUCN nella lista delle cento specie invasive più dannose al mondo. Lo scoiattolo grigio, infatti, entra in competizione con la specie autoctona europea, lo scoiattolo rosso (*Sciurus vulgaris*), causandone l'estinzione nelle aree di sovrapposizione.

Figura 3 - Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) (© Ph.Skyler Fwing - www.pixels.com)

Altri esempi di specie aliene che incontriamo quotidianamente sono i parrocchetti (*Psittacula krameri* e *Myiopsitta monachus*) e le tartarughe di acqua dolce (*Trachemys scripta scripta* e *T. scripta elegans*) (Figura 4), introdotti come animali di compagnia e poi rilasciati in natura dai cittadini non informati dell'enorme danno ecologico e della perdita di biodiversità autoctona che ne potrebbe conseguire.



Figura 4 - Parrocchetto dal collare (*Psittacula krameri*) a destra e tartaruga di acqua dolce (*Trachemys scripta elegans*) a sinistra (© Ph.Siyakumar B. e Engin Akyurt - www.pixels.com)

1.1 Specie aliene in ambiente marino

In ambiente marino le NIS sono state trasversalmente osservate in numerosi *phyla* (alghe, fanerogame marine, cnidari, ctenofori, molluschi, policheti, crostacei e pesci sono alcuni dei *taxa* meglio rappresentati in termini di abbondanza) e non esistono categorie ecologiche esenti da questo fenomeno. Sono infatti molto comuni nel benthos, categoria che annovera le specie animali (macrozoobenthos) o vegetali (fitobenthos) in cui parte o l'intero ciclo vitale è legato a un substrato, nel plancton, ovvero quelle specie vegetali (fitoplancton) e animali (zooplancton) che vivono nella colonna d'acqua senza essere in grado di contrastare onde e correnti mediante nuoto attivo, e nel necton, categoria a cui appartengono le specie in grado di nuotare attivamente nella colonna d'acqua.

Tale invasione biologica è una diretta conseguenza dell'impatto antropico sull'ambiente, avendo come principali vettori di introduzione il traffico marittimo e l'acquacoltura. Per quanto riguarda il Mar Mediterraneo, le principali vie di accesso per le NIS sono lo Stretto di Gibilterra, che apre all'Oceano Atlantico, e il Canale di Suez, che congiunge al Mar Rosso. A eccezione di alcuni *taxa* che stanno naturalmente ampliando il loro areale, la stragrande maggioranza delle specie non indigene entra in Mediterraneo come *fouling* sullo scafo delle imbarcazioni, vettore che favorisce principalmente le specie bentoniche, o sfruttando passivamente l'acqua di zavorra delle grosse navi cargo, permettendo la diffusione sia di forme larvali che di specie interamente a vita planctonica. Globalmente è infatti la navigazione il principale vettore di introduzione delle NIS, sia per quanto concerne le grosse imbarcazioni commerciali, sia per quanto riguarda le più piccole barche utilizzate a scopo turistico (Hulme, 2009; Clarke-Murray *et al.*, 2011). Ad agevolare la proliferazione delle NIS, trasportate dai mezzi nautici, contribuiscono i porti commerciali, le cui strutture artificiali si rivelano fondamentali nell'accelerare la loro diffusione in quanto fungono da substrato vitale per molte specie bentoniche opportuniste (López-Legentil *et al.*, 2015). Recenti studi hanno tuttavia dimostrato come anche i più piccoli porti esclusivamente turistici presentino un numero elevato di specie alloctone, spesso molte più di quelle che ci si aspetterebbe, dimostrando come il traffico marittimo, a oggi, non possa essere considerato sostenibile, quantomeno per le pressioni che esso ha sulla biodiversità locale (Ferrario *et al.*, 2017); basta pensare alle decine di migliaia di imbarcazioni che ogni anno attraversano il Canale di

Suez e lo Stretto di Gibilterra per rendersi conto dell'enorme portata di questo fenomeno in Mar Mediterraneo, purtroppo apparentemente inarrestabile. A catalizzare l'impatto antropico subentrano anche eventi naturali come la tropicalizzazione, causata dal riscaldamento globale, e la meridionalizzazione, che favorisce l'espansione verso nord di specie floro-faunistiche ad affinità tropicale prima esclusive delle coste più orientali del Mar Mediterraneo (Occhipinti-Ambrogi, 2007; Massa *et al.*, 2011), fenomeni che hanno anche comportato veri e propri collassi di numerosi ecosistemi marini, con incalcolabili danni alla biodiversità locale (Stachowicz *et al.*, 2002; Frank *et al.*, 2005).

I dati aggiornati a fine 2019 registrano in Mediterraneo 666 specie alloctone, un dato che però non considera i foraminiferi che nel report del quadriennio precedente al 2019 elencava ulteriori 70 *taxa* e, considerando anche le specie accidentali, il numero totale di NIS sfiora le mille unità (Zenetos *et al.*, 2012; 2017; 2020). Tuttavia, dati più recenti segnalano oltre mille specie non indigene in tutto il Mar Mediterraneo; un'avanzata quasi inarrestabile, con un numero di specie non indigene che, negli ultimi 30-40 anni, ha visto una crescita pressoché esponenziale. I record sulle NIS in Mediterraneo vengono peraltro quasi quotidianamente aggiornati, anche grazie all'apporto della "citizen science", importante risorsa a supporto dei ricercatori (Zenetos *et al.*, 2008; Mannino & Balistreri, 2018; Gravina *et al.*, 2020). Inoltre, data la particolare morfologia del Mediterraneo e in virtù dei collegamenti con i bacini adiacenti, questo incremento risulta nettamente superiore rispetto a quello registrato in altri bacini quali il Mar Nero, il Mar Baltico o l'Oceano Atlantico, come evidenziato da studi comparativi realizzati dalla European Environment Agency (Adams & Lükewille, 2010). Per completezza, oltre alle specie non indigene, bisogna tenere in considerazione anche le specie criptogeniche, cioè quei *taxa* che non possono essere agevolmente classificati come nativi o non nativi di una data regione, lasciando dubbi sulla loro origine geografica (Carlton, 1996). In condizioni a loro favorevoli, anche le specie criptogeniche possono dimostrarsi particolarmente invasive.

Un esempio di specie aliena che negli ultimi anni è arrivata nel Mare Nostrum è il pesce leone orientale, noto anche con il nome di pesce scorpione orientale o scorpina volante (*Pterois volitans*) (Figura 5). È un pesce d'acqua salata della famiglia *Scorpaenidae*, tipico dei mari tropicali, che popola le acque del Mar Rosso, dell'Oceano Pacifico e del sud-est asiatico, fino ad arrivare alle coste australiane. Si tratta di una specie ormai ampiamente diffusa, che vive nelle lagune e nei fondali fino ad una profondità di 50 metri. Nel 2016 è stato avvistato il primo esemplare al largo della Sicilia e sempre più frequenti sono i suoi avvistamenti lungo le coste italiane; una specie invasiva che riesce ad adattarsi in modo impressionante a nuovi habitat. Già da qualche anno, a causa dell'innalzamento delle temperature dell'acqua del Mediterraneo, questa specie era diventata comune lungo le coste della Tunisia. E adesso pare che stia iniziando a gradire anche i nostri mari.



Figura 5 - Pesce scorpione orientale o pesce leone (*Pterois volitans*) (© Ph.www.pixels.com)

Un altro eclatante esempio di specie aliena che negli ultimi decenni si sta diffondendo nel Mar Mediterraneo è il cosiddetto granchio blu o granchio reale blu (*Callinectes sapidus*) (Figura 6). Le prime segnalazioni risalgono al 1949, quando una femmina adulta venne pescata a Marina di Grado, nell'alto Adriatico, ma è negli ultimi dieci anni che il granchio blu ha iniziato a espandersi lungo le nostre coste. Originario delle coste atlantiche delle Americhe, oggi è massivamente presente nelle acque mediterranee, soprattutto nel Mar Adriatico, dove vive a ridosso di estuari e lagune, su fondali sabbiosi o fangosi. Oltre all'enorme danno alla biodiversità che questa specie può causare, essendo un vorace predatore pressoché privo di competitori naturali, può provocare gravi danni economici sia con il danneggiamento delle reti da pesca sia con la predazione di mitili e ostriche negli allevamenti. Aspetto positivo della sua presenza è quello gastronomico: essendo, infatti, molto gustoso si presterebbe a diventare una possibile risorsa alimentare commerciale, valido mezzo (forse) in grado di contrastare l'espansione di questo granchio alieno.



Figura 6 - Raccolta di diversi esemplari di Granchio blu o granchio reale blu (*Callinectes sapidus*)
(© Ph. Mark Stebnicki - www.pixels.com)

In mare troviamo anche specie aliene vegetali. Meritano una particolare menzione due specie di alghe del genere *Caulerpa*, *C. cylindracea* e *C. taxifolia*, alghe verdi tropicali della famiglia delle *Caulerpaceae*, note per essere particolarmente invasive; infatti, hanno colonizzato gran parte dei fondali marini che erano precedentemente caratterizzati dalla presenza dell'angiosperma *Posidonia oceanica*, danneggiando la vegetazione marina locale.

1.2 Monitoraggio

Il monitoraggio delle specie aliene dei mari europei si effettua nell'ambito della Strategia Marina (direttiva quadro 2008/56/CE), recepita in Italia col d.lgs. n. 190 del 13 ottobre 2010. Con la Strategia Marina è stato messo a punto un sistema di monitoraggio a livello nazionale che opera seguendo protocolli e procedure condivise; a tal fine sono state elaborate delle "schede metodologiche" che definiscono, per i diversi sottoprogrammi previsti dal d.m. 11 febbraio 2015, i criteri per la scelta delle aree da sottoporre alle indagini, le strategie di campionamento, i metodi di analisi/indagine e le modalità di restituzione dei dati e delle informazioni.

Le attività di monitoraggio delle NIS comprendono analisi sulla comunità fitoplanctonica, zooplanctonica e bentonica.

L'area selezionata per il monitoraggio delle NIS nel Lazio è il porto di Civitavecchia, un terminale portuale di rilevanza economica internazionale sottoposto a marcato impatto antropico. Sulla base delle attività connesse al rischio di introduzione di NIS, all'interno dell'area portuale sono state individuate due stazioni di campionamento posizionate nei pressi della zona di attracco del carico-scarico merci (m3rm1) e dell'area di scarico delle acque di zavorra (m3rm2) (Figura 7).

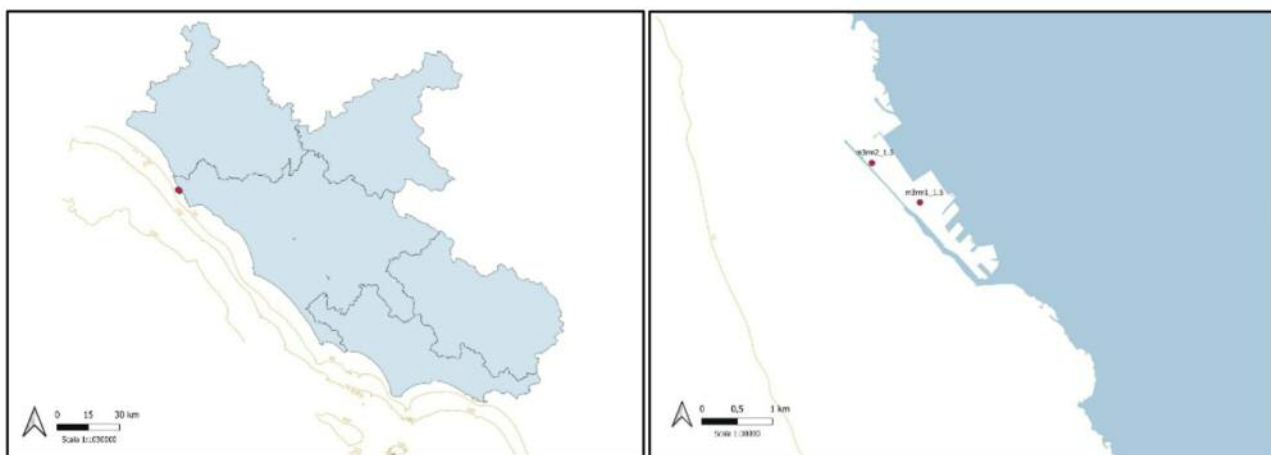


Figura 7 - Area di monitoraggio delle NIS (porto di Civitavecchia) (sx) e indicazione delle stazioni all'interno del porto dove vengono condotti i campionamenti (dx)

1.3 NIS nel Fitoplancton

Il campionamento del fitoplancton è eseguito sia mediante l'utilizzo della bottiglia di Niskin (caratterizzata dalla possibilità di essere chiusa a diverse profondità lungo la colonna d'acqua) sia per mezzo di un retino da fitoplancton con vuoto di maglia pari a 20 μm , per effettuare un'analisi sia quantitativa che qualitativa.

In laboratorio i campioni prelevati sono fissati con una soluzione di Lugol neutro e successivamente vengono fatti sedimentare in apposite camere seguendo il metodo di Utermöhl (1958), in conformità alle norme UNI EN 15204 del 2006: Qualità dell'acqua - Norma guida per la conta di fitoplancton utilizzando la microscopia inversa (Tecnica di Utermöhl) e UNI EN 15972 del 2012: Qualità dell'acqua - Guida all'esame quantitativo e qualitativo del fitoplancton marino (Figura 8).

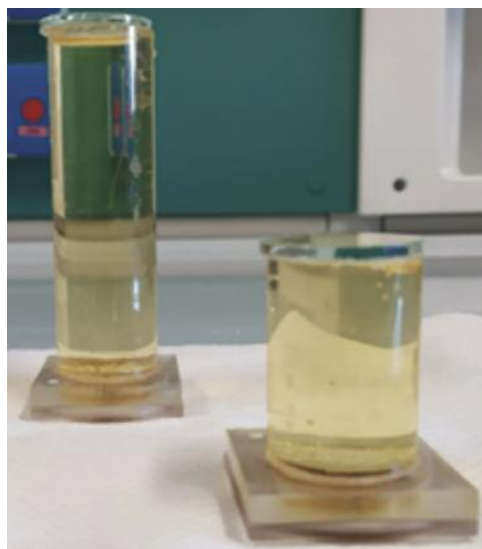


Figura 8 - Camere di sedimentazione per l'analisi quali-quantitativa del fitoplancton. Metodo di Utermöhl (1958)

L'analisi del campione avviene mediante microscopio ottico invertito. Nella lettura del fitoplancton vengono distinti convenzionalmente quattro raggruppamenti: Diatomee, Dinoflagellati, Altro Fitoplancton e Indeterminati. Il gruppo "Altro fitoplancton" comprende fitoflagellati e non, appartenenti a varie altre divisioni algali o organismi acquatici unicellulari o coloniali quali le alghe verdi, le *Coccolithophyceae* o le *Cryptophyceae*, le *Chrysophyceae*, le *Euglenophyceae*. Il gruppo "Indeterminati" include invece organismi appartenenti alla classe dimensionale del nano-fitoplancton (2-20µm) che spesso può rappresentare una frazione anche molto elevata della popolazione microalgale totale. Laddove possibile, il riconoscimento tassonomico viene effettuato fino al livello di specie.

Risultati

Nel sessennio 2015-2020, su un totale di 453 taxa identificati, è stata rilevata la presenza di due specie fitoplanctoniche non indigene: la diatomea *Pseudo-nitzschia multistriata* e il dinoflagellato *Ostreopsis* cfr. *ovata* (Figura 9).

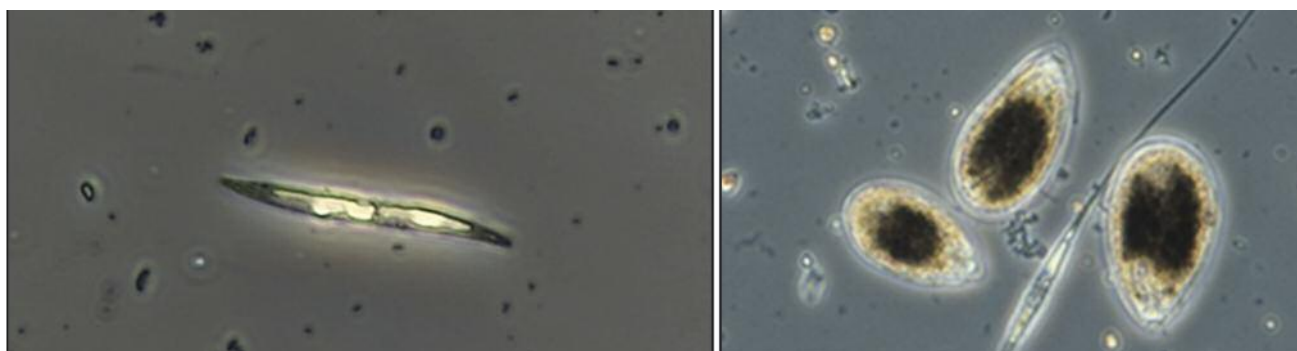


Figura 9 - Fotografia al microscopio ottico invertito della Diatomea *Pseudo-nitzschia multistriata* (sx) e del Dinoflagellato *Ostreopsis ovata* (dx) (Ingrandimento 40X)

Si tratta di specie entrambe potenzialmente tossiche, il cui monitoraggio riveste particolare importanza in relazione all'impatto che esse possono avere sulla salute umana.

P. multistriata è una diatomea originaria delle acque giapponesi. Osservata per la prima volta nel Tirreno nella metà degli anni Novanta (Orsini *et al.*, 2002), oggi è estremamente diffusa in gran parte del bacino del Mediterraneo. È considerata potenzialmente tossica in quanto è in grado di produrre acido domoico, una tossina pericolosa anche per l'uomo e che può causare la sindrome da avvelenamento amnesico da molluschi (Amnesic Shellfish Poisoning, ASP).

O. cfr. ovata è un dinoflagellato bentonico che può crescere su una varietà di substrati marini, quali le fanerogame marine (i.e., *Posidonia oceanica*), i talli di macroalghe, le conchiglie di mitili e altri invertebrati bentonici, ma anche su substrati rocciosi, sabbie e nelle pozze di marea (Guerrini *et al.*, 2010; Monti *et al.*, 2007). Questo dinoflagellato alieno produce una vasta gamma di tossine chimicamente simili alla palitossina, una tra le più potenti tossine prodotte in natura, tuttavia le fioriture algali di *O. ovata* non sono state associate fino a ora d'effetti nocivi allarmanti per la salute umana. Le prime segnalazioni della presenza di *O. cfr. ovata* in Italia risalgono alla fine degli anni Novanta e fanno riferimento alla stagione estiva della costa Toscana nord-occidentale (Sansoni *et al.*, 2003).

1.4 NIS nel Mesozooplancton

Il campionamento del mesozooplancton è eseguito attraverso pescate verticali mediante un retino con vuoto di maglia di 200 µm, a partire da un metro al di sopra del fondale fino alla superficie. L'analisi quali-quantitativa del mesozooplancton viene effettuata mediante stereomicroscopio e microscopio ottico. Il riconoscimento tassonomico viene effettuato fino al livello di specie, laddove possibile. I diversi

taxa ritrovati vengono convenzionalmente distinti in tre grandi macro-gruppi: Copepodi (*Phylum Arthropoda*, *Classe Crustacea*) Cladoceri (*Phylum Arthropoda*, *Classe Crustacea*) e Altro zooplancton. Di quest'ultimo raggruppamento fanno parte tutti i rimanenti taxa, comprese le forme larvali.

Risultati

Nel sessennio 2015-2020, su un totale di 237 taxa identificati, è stata rilevata la presenza di due NIS nella comunità mesozooplanctonica, *Pseudodiaptomus marinus* e *Paracartia grani grani* (Figura 10).

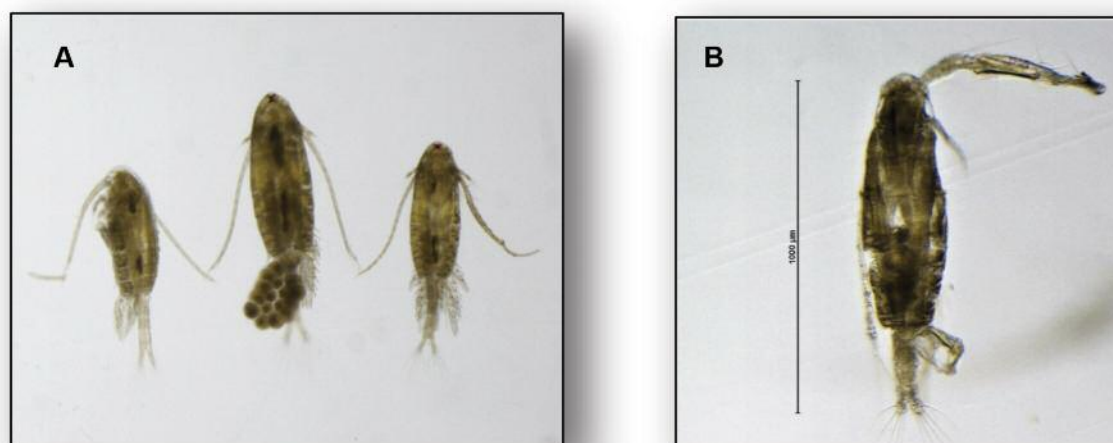


Figura 10 - Fotografia allo stereo microscopio dei copepodi *Pseudodiaptomus marinus* (sx) e *Paracartia grani grani* (dx) (barra micrometrica=1000 µm)

P. marinus è un copepode calanoide originario della regione indo-pacifica descritto per la prima volta nel Mar del Giappone. Questa specie si è pian piano diffusa in diverse aree costiere temperate e tropicali principalmente attraverso le acque di zavorra delle navi. Il primo avvistamento nel Mediterraneo si è registrato nel 2007 nel Mar Adriatico (De Olazabal & Tirelli, 2011). Nel Lazio, dal 2015, sono stati ritrovati sia stadi giovanili (copepoditi) che individui adulti di *P. marinus* sia nel porto di Civitavecchia (area di studio delle NIS), sia nelle aree di Tarquinia, Ladispoli, Formia e San Felice Circeo, monitorate nell'ambito di un altro descrittore della Strategia Marina, ovvero il descrittore 1 "Biodiversità".

P. grani grani è un copepode calanoide di origine atlantica, introdotto in Mediterraneo mediante le acque di zavorra delle navi. La specie è da considerarsi stabilizzata nelle nostre acque, in quanto in fase di acclimatazione. Nel Lazio, dal 2015, esemplari di *P. grani grani* sono stati riscontrati in tutti gli anni e con valori di concentrazione maggiore di *P. marinus*. La presenza della specie è stata confermata sia nel porto di Civitavecchia che nell'area di Ladispoli.

1.5 NIS nel Macrozoobenthos

Il monitoraggio del macrozoobenthos ha avuto inizio nel 2017 ed è stato effettuato sia su substrato duro che su substrato mobile in diverse stazioni posizionate all'interno del porto di Civitavecchia. I campionamenti su substrato duro sono stati realizzati utilizzando la tecnica del grattaggio, con l'impiego di operatori subacquei. Tale tecnica consiste nella rimozione e successiva raccolta di tutti gli organismi presenti, sia macrozoobentonici sia macroalgali all'interno di un quadrato di dimensione standard, per mezzo di una piccozza. I campionamenti su substrato mobile sono effettuati mediante benna Van Veen, uno strumento in grado di prelevare il primo strato del sedimento marino.

L'analisi quali-quantitativa è stata eseguita con l'ausilio di stereomicroscopio e microscopio ottico, seguendo le metodologie ICRAM-MATTM (Cicero & Di Girolamo, 2001), arrivando, quando possibile, all'identificazione a livello di specie.

Risultati

Il monitoraggio del macrozoobenthos nel sessennio 2015-2020 ha rilevato la presenza di 436 *taxa*, la maggior parte dei quali rinvenuti su fondo duro (278 *taxa*). La Figura 11 mostra la composizione dei diversi raggruppamenti tassonomici nel sessennio di riferimento. In termini di diversità, i policheti rappresentano il gruppo dominante (179 *taxa*), seguiti da molluschi, (114 *taxa*), crostacei (88 *taxa*, di cui 51 specie di anfipodi) ed echinodermi (15 *taxa*). Sebbene meno numerose, sono state rilevate anche specie appartenenti ad altri *taxa*, quali cnidari, briozoi, ascidiacei, poriferi, picnogonidi, sipunculidi, nemertini, foronidei, platelminti e brachiopodi.

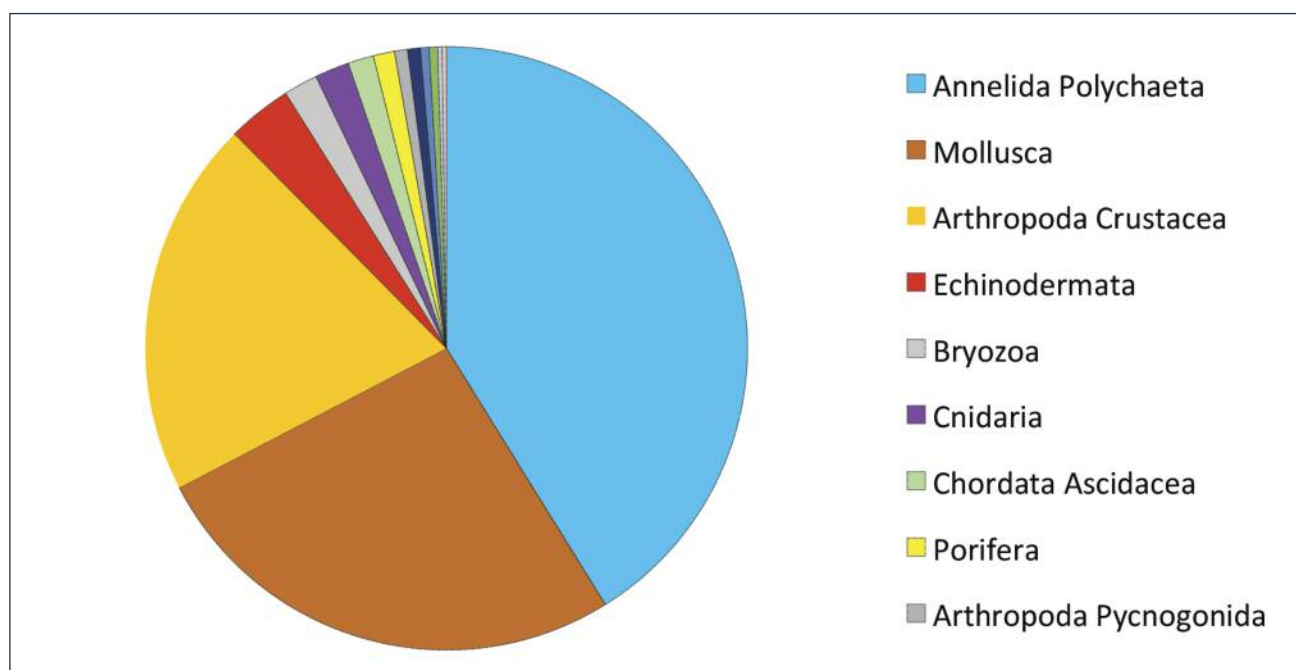


Figura 11 - Composizione del macrozoobenthos suddiviso per raggruppamenti tassonomici. Sessennio 2015-2020

Nel macrozoobenthos sono state identificate 18 specie NIS, ripartite in 10 specie di policheti, 6 di crostacei (3 isopodi, 2 anfipodi, 1 cirripede), 1 mollusco bivalve e 1 ascidia (Tabella 1).

Tabella 1 - Elenco delle specie NIS riscontrate nel porto di Civitavecchia dal 2015 al 2020

PHYLUM	CLASSE	SPECIE	AUTORE
Annelida	Polychaeta	<i>Branchiomma bairdi</i>	(McIntosh, 1885)
Annelida	Polychaeta	<i>Branchiomma luctuosum</i>	(Grube, 1870)
Annelida	Polychaeta	<i>Chaetozone corona</i>	Berkeley & Berkeley, 1941
Annelida	Polychaeta	<i>Dorvillea similis</i>	(Crossland, 1924)
Annelida	Polychaeta	<i>Hydroides dirampha</i>	Mörch, 1863
Annelida	Polychaeta	<i>Hydroides elegans</i>	(Haswell, 1883)
Annelida	Polychaeta	<i>Leiochrides australis</i>	Augener, 1914
Annelida	Polychaeta	<i>Lumbrineris perkinsi</i>	Carrera-Parra, 2001
Annelida	Polychaeta	<i>Notomastus aberans</i>	Day, 1957
Annelida	Polychaeta	<i>Pista unibranchia</i>	Day, 1963
Mollusca	Bivalvia	<i>Magallana gigas</i>	(Thunberg, 1793)
Arthropoda	Hexanauplia	<i>Balanus trigonus</i>	Darwin, 1854
Arthropoda	Hexanauplia	<i>Balanus trigonus</i>	Darwin, 1854
Arthropoda	Malacostraca	<i>Caprella scaura</i>	Templeton, 1836
Arthropoda	Malacostraca	<i>Mesanthura cfr romulea</i>	Poore & Lew Ton,
Arthropoda	Malacostraca	<i>Paracerceis sculpta</i>	(Holmes, 1904)
Arthropoda	Malacostraca	<i>Paranthura japonica</i>	Richardson, 1909
Arthropoda	Malacostraca	<i>Stenothoe georgiana</i>	Bynum & Fox, 1977
Chordata	Ascidiacea	<i>Clavelina oblonga</i>	Herdman, 1880

La fauna macrozoobentonica che popola il porto di Civitavecchia è oggetto di studio fin dagli anni '70 (e.g., Taramelli & Scipione, 1977; Chimenz *et al.*, 1979). Grazie al crescente interesse scaturito dal ritrovamento di NIS, tali studi hanno interessato anche aree limitrofe (e.g., Bonifazi *et al.* 2018; Boschi *et al.*, 2019; Tiralongo *et al.* 2021).

La fauna alloctona rilevata nel sessennio 2015-2020 è costituita da specie la cui presenza era già stata segnalata nel Mar Tirreno, sebbene alcune di esse sono state osservate per la prima volta nel porto di Civitavecchia. È interessante segnalare la presenza del polichete *Dorvillea similis* e dell'anfipode *Stenothoe georgiana* (Figura 12), campionati nel porto di Civitavecchia a partire dal 2020. Di recente segnalazione nelle acque italiane, queste specie hanno raggiunto in breve tempo abbondanze notevoli.

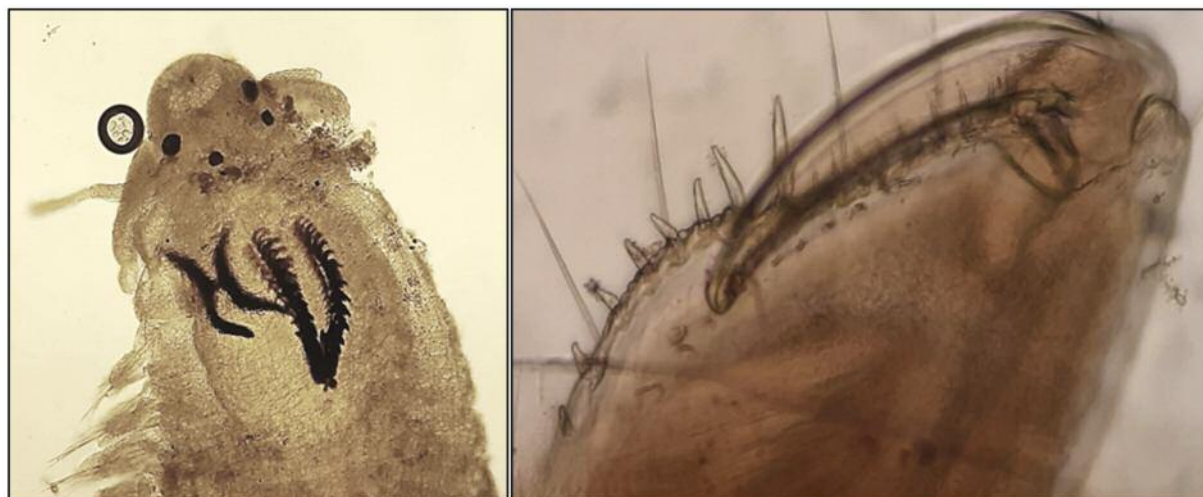


Figura 12 - Dettagli del prostomio del polichete *Dorvillea similis* (sx) e dello gnathopode dell'anfipode *Stenothoe georgiana* (dx)

D. similis è un polichete dorvilleide indicato come specie lessepsiana la cui prima segnalazione in Mediterraneo è stata effettuata in Turchia (Çinar, 2009). Esso è stato osservato per la prima volta in Italia nel 2019 lungo le coste dell'Isola di Capraia, nell'Arcipelago Toscano (Langeneck & Tempesti, 2019). Si ritiene che la sua introduzione sia dovuta al trasporto passivo nel fouling delle imbarcazioni turistiche, ipotesi supportata dal fatto che questa specie è stata frequentemente osservata in ambiente portuale anche nel suo ambiente nativo. L'anfipode *S. georgiana* è stato segnalato per la prima volta in Mediterraneo nel 2017 nelle acque del Mar Ligure e lungo le coste della Sardegna (Ferrario *et al.*, 2017). Si tratta di una specie definitiva polivettica, cioè introdotta sfruttando più vettori, come l'acquacoltura ed il fouling sullo scafo delle imbarcazioni (Carlton & Ruiz, 2005).

I crostacei dominano la comunità macrozoobentonica in termini di abbondanza. In particolare, il cirripede *Balanus trigonus* (Figura 13) si è dimostrata la specie non indigena maggiormente rappresentata in tutti gli anni di campionamento. Originario dell'area indo-pacifica, questo crostaceo si è largamente diffuso a livello globale, diventando una delle NIS più presenti in ambiente portuale, nonché una delle più tolleranti all'inquinamento (Zullo, 1992; Spagnolo *et al.*, 2019).

Tra le altre specie introdotte nelle acque costiere mediterranee e ormai ampiamente diffuse anche nel porto di Civitavecchia, vanno citati due isopodi: *Paranthura japonica* (Figura 13) e *Mesanthura* cfr *romulea* (Figura 13). *P. japonica* è una specie polivettica originaria dell'Oceano Pacifico settentrionale; segnalata per la prima volta nel Mar Mediterraneo nel 2014, essa è ormai ampiamente distribuita in numerose aree costiere (Marchini *et al.*, 2014; Tempesti *et al.*, 2016). *Mesanthura* cfr *romulea* è un isopode di origine australiana segnalato per la prima volta in Italia nel 2000 (Lorenti *et al.*, 2009), anch'esso introdotto accidentalmente attraverso le attività umane.



Figura 13 - Cirripede *Balanus trigonus* (sx), isopode *Paranthura japonica* (centro), isopode *Mesanthura* cfr *romulea* (dx)

Ben rappresentato è anche l'anfipode *Caprella scaura*. Questa specie, considerata nativa dell'Oceano Indiano, è in netta espansione nel Mar Mediterraneo, dove è stata segnalata per la prima volta nel 1994 (Sconfietti & Danesi, 1996). Nei campionamenti effettuati nel porto di Civitavecchia, questo crostaceo è stato osservato in abbondanti popolamenti. L'enorme capacità adattativa di questa NIS, unita alla sua marcata invasività, ha fatto sì che venisse inclusa anche nei database Nonindigenous Aquatic Species (NAS) (<http://nas.er.usgs.gov/>) della United States Geological Survey.

Di rilievo è anche la presenza del bivalve *Magallana gigas*, osservato in tutti i campionamenti in densità considerevoli; introdotto per la prima volta in Europa negli anni '60 attraverso gli impianti di mitilicoltura, è a oggi una specie globalmente diffusa (Rotter *et al.*, 2020).

Oltre alle NIS, nel corso dei monitoraggi del sessennio 2015-2020, sono state rilevate quattro specie criptogeniche. Tra esse molto abbondante è l'anfipode *Jassa slatteryi*, specie particolarmente invasiva e, recentemente, segnalata per la prima volta lungo le coste italiane (Bonifazi *et al.*, 2018). Ben rappresentato è anche il briozoo criptogenico *Bugula neritina*, *taxon* presente in Mediterraneo da molti anni e che, secondo recenti studi molecolari, rappresenta in realtà un complex di specie (Fehlauer-Ale *et al.*, 2014).

2. MICROPLASTICHE

La plastica è un polimero sintetico che viene generalmente prodotto dalla polimerizzazione di monomeri derivati da olio o gas con l'aggiunta di additivi chimici variabili. Il grande successo della plastica come materiale di uso comune ha caratterizzato la società moderna, tanto da indurre a formulare, per l'attuale periodo storico, in analogia con quelle di età della pietra, del bronzo e del ferro, la definizione di "età della plastica" (Thompson *et al.*, 2009).

Questo materiale, relativamente giovane, esiste da circa un secolo: il primo polimero sintetico è stato realizzato agli inizi del 1900; tuttavia è dagli anni '50 che i benefici della plastica divennero evidenti e, velocemente, si è passati dalla produzione di 5 milioni di tonnellate di plastica nel 1950 a 370 milioni di tonnellate nel 2019 (Napper *et al.*, 2020) (Lwanga *et al.*, 2022). Considerato l'incremento della popolazione mondiale, cresciuta esponenzialmente negli ultimi decenni, non è difficile capire perché la plastica sia divenuto il materiale più inquinante dei giorni nostri (Andrady, 2017).

Le materie plastiche hanno guadagnato un'immensa popolarità nell'industria e nella vita moderna sin dall'inizio grazie alla loro struttura chimica che consente la produzione di prodotti utili come imballaggi resistenti alle temperature e alle sostanze chimiche e materiali da costruzione robusti; tuttavia la proprietà idrofobica delle materie plastiche le rende potenziali trasportatori di sostanze pericolose come i bifenili policlorurati (PCB) e gli inquinanti organici persistenti (POP). Esempi di alcune delle materie plastiche più comuni sono il polietilene tereftalato (PET), il polietilene ad alta densità (HDPE), il polietilene a bassa densità (LDPE), il cloruro di polivinile (PVC) e il polipropilene (PP). Queste materie plastiche sono utilizzate per una grande varietà di prodotti come tubazioni, abbigliamento, mobili, materiali elettronici e impianti (Figure 14 e 15).

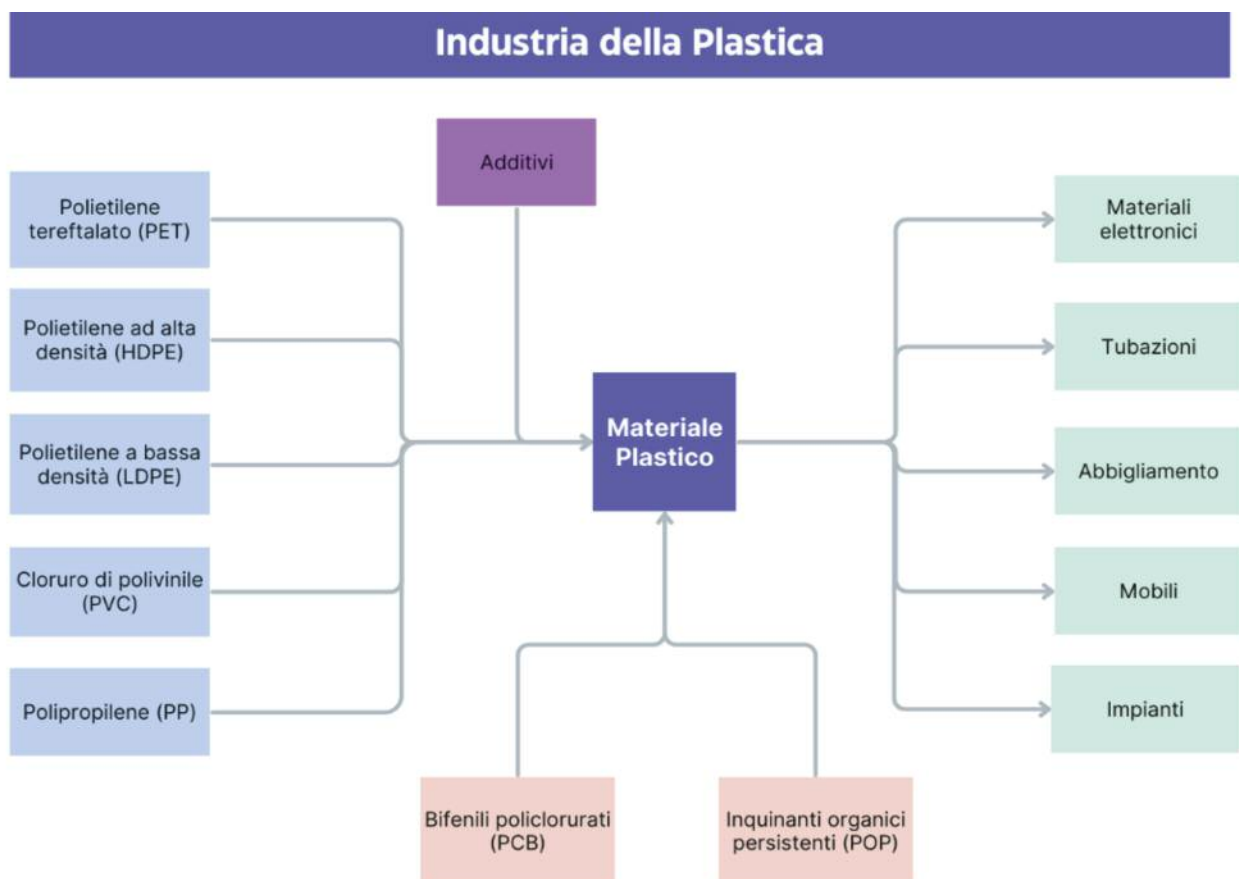


Figura 14 - Industria della plastica

Come viene usata la plastica?



Figura 15 - Esempi di utilizzi della plastica

Mente l'inquinamento da plastica è sotto gli occhi di tutti, una problematica apparentemente nasco-
sta, ma che preoccupa altrettanto la comunità scientifica, è l'inquinamento da microplastiche. A mano
a mano che si deteriorano nell'ambiente, le materie plastiche si frammentano in pezzi progressivamente
più piccoli (Yuan *et al.*, 2020), principalmente attraverso la degradazione fisico-chimica ma anche at-
traverso quella microbica; inoltre, esistono microplastiche immesse in ambiente tal quali, come i *micro-*
beads utilizzati in cosmesi. Tenendo conto delle proprietà chimico-fisiche della plastica, come per
esempio la capacità di attrarre altre particelle idrofobiche, la comunità scientifica ha ben presto rivolto
la sua attenzione e le sue ricerche in particolare sulle microplastiche (Hartmann *et al.*, 2019).

Il concetto di microplastica è stato introdotto per la prima volta da Richard C. Thompson nel 2004,
che l'ha definita come detrito plastico microscopico con le dimensioni di ~ 20 mm (Thompson *et al.*,
2004). Successivamente, la dimensione delle microplastiche è convenzionalmente stata ridotta a <5
mm (Ryan *et al.*, 2009).

La classificazione a livello globale è determinata appunto dalla dimensione: qualsiasi misura si prenda
in considerazione (lunghezza, larghezza o altezza), questa deve essere uguale o inferiore ai 5 mm. Le
microplastiche sono anche classificate, a seconda dell'origine, in microplastiche primarie e seconda-
rie. Le primarie si riferiscono a particelle che vengono sintetizzate appositamente con tali dimensioni
per applicazioni commerciali, come le fibre dei tessuti sintetici, le microsfele per cosmetici e prodotti
per la cura personale e i pellet di pre-produzione utilizzati come intermedi nella produzione di plastica
(Fu & Wang, 2019). Le microplastiche secondarie, invece, derivano dalla degradazione di plastica di
grandi dimensioni a causa di processi meccanici (erosione, abrasione), chimici (fotoossidazione, idrolisi)
e biologici (degradazione microbica). Queste ultime sono potenzialmente rilasciate da imballaggi,
bottiglie e altri rifiuti di plastica abbandonati, ma anche generati dall'usura di pneumatici, vernici, tap-
peti erbosi sintetici e così via (Galafassi *et al.*, 2019; Peng *et al.*, 2020).

È evidente come le microplastiche rappresentino un grave pericolo e un potenziale rischio per l'am-
biente a causa delle loro proprietà di migrazione, trasformazione, adsorbimento e degradazione. Oggi
la comunità scientifica presta molta attenzione all'impatto delle microplastiche su animali, piante, mi-
croorganismi, esseri umani e ambiente. Attualmente tutti gli oceani e i mari del mondo sono contaminati
da microplastiche accumulate in zone pelagiche e ambienti sedimentari (Thompson *et al.*, 2004).

La principale preoccupazione derivante dalle materie plastiche è il loro impatto sul biota in quando
già nel 1960 frammenti di plastica vennero rinvenuti nell'apparato gastrointestinale degli uccelli marini
(Ryan *et al.*, 2009). Inoltre, le microplastiche sono state ritrovate nel 17% delle specie presenti nella Lista
Rossa dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (Hardesty *et al.*, 2015).

Come spiegano chiaramente Xu *et al.*, (2020) le microplastiche possono anche permanere nell'ecosi-
stema terrestre, accumulandosi e assorbendo contaminanti o venendo trasportate nel suolo. In città le
microplastiche si accumulano nella polvere stradale e possono essere facilmente risospese nell'atmo-

sfera dal vento o dal flusso del traffico veicolare, entrando così in circolo nel nostro sistema respiratorio (Abbasi *et al.*, 2019). Anche le fonti di acqua potabile sono inevitabilmente contaminate dalle microplastiche e, secondo alcuni studi, i processi convenzionali negli impianti di trattamento dell'acqua potabile non sono in grado di rimuovere completamente le microplastiche dall'acqua (Liu *et al.*, 2023).

2.1 Microplastiche in ambiente marino

La contaminazione da microplastiche è stata ben documentata nell'ambiente marino. Le microplastiche sono particolarmente inquinanti negli ecosistemi acquatici a causa delle loro piccole dimensioni e della loro galleggiabilità che le rendono prontamente disponibili per l'assorbimento da parte di una vasta gamma di organismi a ogni livello trofico.

Nella Figura 16 sono schematizzate le fonti di origine delle microplastiche e il loro destino.



Figura 16 - Fonti terrestri e destino in ambiente marino delle microplastiche

La contaminazione dell'ambiente marino (acqua, sedimenti e biota) da parte delle microplastiche è stata identificata come un problema di interesse globale e ampiamente documentata; in effetti, l'assorbimento delle microplastiche è stato confermato nelle popolazioni selvatiche di numerosi organismi marini in tutti i livelli trofici. Di conseguenza, i fenomeni di bioaccumulo, in particolare la biomagnificazione delle microplastiche e degli additivi chimici associati, sono spesso presenti nelle reti alimentari marine. Per bioaccumulo si intende l'assorbimento di un contaminante dall'ambiente attraverso il contatto, l'ingestione o la respirazione, da qualsiasi fonte: acqua, sedimenti o prede. Il bioaccumulo e il successivo trasferimento trofico di un contaminante possono provocare la biomagnificazione di questi contaminanti a livelli trofici più elevati. La biomagnificazione attraverso una rete alimentare è quindi l'aumento della concentrazione di un contaminante in un organismo rispetto alla concentrazione nella sua preda (Miller *et al.*, 2020) (Figura 17).

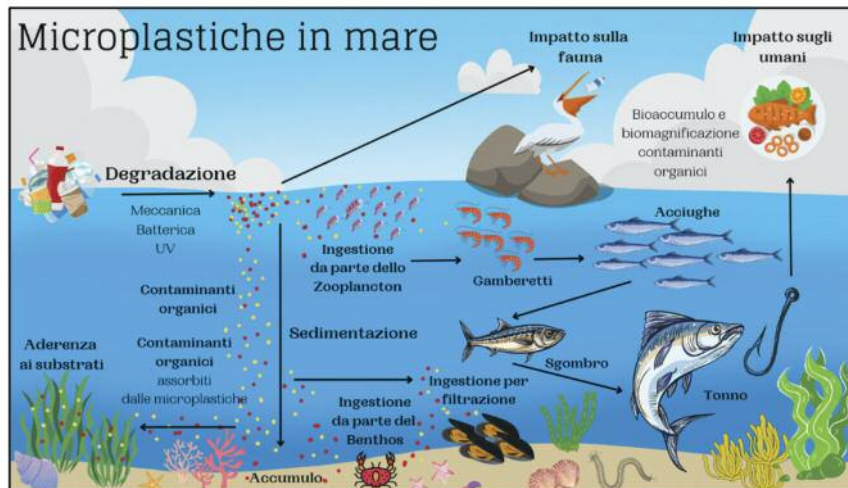


Figura 17 - Ingresso delle microplastiche in ambiente marino e loro destinazione nella catena trofica e aderenza ai substrati

L'assunzione di microplastiche può causare danni fisici e chimici sugli organismi marini, come l'ostruzione fisica dei tratti digestivi e il rilascio di additivi plastici nei tessuti. I fattori che sono stati definiti come principali responsabili dell'ingestione o dell'assimilazione delle microplastiche da parte degli organismi marini sono: la dimensione (più piccoli sono e più sono disponibili a più specie), l'abbondanza (una maggiore varietà di microplastiche comporta una maggiore possibilità di attrarre organismi) e il colore (è stato dimostrato che ci sono alcuni colori che tendono ad attrarre determinati gruppi di organismi); tutti questi fattori causano un aumento della biodisponibilità delle microplastiche nell'ambiente rispetto ad altri rifiuti antropogenici (Ugwu *et al.*, 2021).



Figura 18 - Esempio di campione di microplastiche

Le microplastiche, nel loro processo di degradazione, rilasciano composti organici volatili, come il dimetilsolfuro (DMS), un composto presente naturalmente nelle alghe, in questo modo si genera una traccia olfattiva che attira alcuni organismi zooplanctonici, come i copepodi, che consumano micro-

plastiche scambiandole per le loro prede (Procter *et al.*, 2019). Questo comportamento è stato osservato anche negli uccelli marini, che sono attratti dalle sostanze chimiche aromatiche rilasciate dalle plastiche, le quali vengono scambiate per segnali chimici naturali provenienti dalla fauna marina, ingerendo il rifiuto di plastica al posto di una preda (Savoca *et al.*, 2016).

Oltre che all'ostruzione meccanica, che impedisce loro di nutrirsi o respirare, l'impatto delle microplastiche sulle specie marine è dovuto anche alla loro natura chimica: è stato dimostrato che le microplastiche possono contenere inquinanti organici persistenti (POP) come diclorodifeniltricloroetano (DDT), i suoi derivati diclorodifenildicloroetilene (DDE) e diclorodifenildicloroetano (DDD), esaclorocicloesano (HCH) e bifenili policlorurati (PCB) (Ogata *et al.*, 2009) (Hermesen *et al.*, 2018).

Oltre all'influenza diretta delle microplastiche sugli organismi, è stato studiato e discusso il trasporto di microplastiche come vettori di altri inquinanti ambientali. Le microplastiche possono, infatti, assorbire facilmente altri inquinanti ambientali come metalli pesanti e contaminanti organici (Chen *et al.*, 2019). Alla maggior parte dei prodotti in plastica vengono inoltre aggiunti additivi plastici (come plastificanti, antiossidanti, tensioattivi, ritardanti di fiamma e stabilizzanti UV) per renderli più durevoli e resistenti (Sührhoff e Scholz-Böttcher, 2016). Questi additivi plastici possono essere rilasciati nell'ambiente durante il processo di degradazione della plastica. Pertanto, le microplastiche che coesistono con questi inquinanti nell'ambiente possono rappresentare una minaccia per la salute umana e per l'ecosistema. Ad esempio, lo stirene è considerato un mutagene e cancerogeno e il bisfenolo A ha effetti di interferenza endocrina sull'uomo (Lithner *et al.*, 2011).

2.2 Monitoraggio

Il monitoraggio delle microplastiche, che fa capo al descrittore 10, si effettua nell'ambito della Strategia Marina con l'obiettivo di acquisire dati sull'inquinamento da plastica in mare.

I siti di campionamento delle microplastiche nella regione Lazio sono quattro: Formia (lt01), San Felice Circeo (lt02), Ladispoli (rm03) e Tarquinia (vt04) (Figura 19).



Figura 19 - Siti di campionamento delle microplastiche nell'ambito del monitoraggio del descrittore 10 per la Strategia Marina

In ogni sito di campionamento vengono effettuati tre retinate orizzontali di durata nota, alle distanze di 0,5 miglia, 1,5 miglia e 6 miglia dalla costa. Il campionamento viene effettuato due volte l'anno, in primavera e in autunno.

In conseguenza delle ridotte dimensioni, del peso e della densità relativa, le microplastiche tendono ad accumularsi sulla superficie del mare. Il campionamento viene effettuato con il retino Manta (Figura 20), uno strumento costruito appositamente per navigare sullo strato superficiale della colonna d'acqua. La Manta è dotata di una rete con vuoto di maglia di 330 μm , che corrisponde al limite dimensionale inferiore delle microplastiche campionate nell'ambito della Strategia Marina.



Figura 20 - Retino Manta, usato per effettuare i campionamenti delle microplastiche nell'ambito del descrittore 10 di Strategia Marina

Durante la retinata la Manta viene mantenuta a circa 50-70 metri dall'imbarcazione e trascinata sulla superficie della colonna d'acqua da un mezzo natante che si muove a velocità di 1,5/2 nodi per 20 minuti. Partendo dalla stazione predefinita, il campionamento viene effettuato trascinando la rete in direzione opposta alla corrente superficiale o comunque in direzione opposta al vento, registrando le coordinate GPS del punto di fine campionamento.

L'analisi dei campioni raccolti, eseguita allo stereomicroscopio, è volta all'identificazione e alla quantificazione delle microplastiche; una volta isolate, queste vengono categorizzate su base cromatica e morfologica. Dal punto di vista cromatico le categorie da considerare sono: bianco, nero, rosso, blu, verde e altro colore. Per ogni colore va inoltre specificata la trasparenza o l'opacità. In base alla morfologia, le categorie considerate sono sei: frammento, foglio, filamento, foam (polistirolo), granulo e pellet (Figura 21).



Figura 21- Microplastica a forma di filamento vista allo stereomicroscopio

2.3 Risultati

Nel primo sessennio di monitoraggio delle microplastiche nell'ambito della Strategia Marina (2015-2020) è emerso che, in media, lungo le coste laziali si registrano 0,032 microplastiche al metro quadro. Rispetto alla distanza dalla costa sono state rilevate in media 0,014 microplastiche al metro quadro a 0,5 miglia, 0,016 microplastiche al metro quadro a 1.5 miglia e 0,06 microplastiche al metro quadro a 6 miglia.

Dal punto di vista della distribuzione spaziale lungo costa, i dati indicano che la presenza di microplastiche risulta più abbondante nei due siti a sud del Lazio, con picchi rilevati soprattutto nella stazione di Formia, e meno abbondante nei due siti a nord (Tabella 2).

Tabella 2 - Valori medi di abbondanza delle microplastiche nei 4 siti di campionamento del Lazio calcolati sul sessennio 2015-2020

Sito di campionamento	Numero di microplastiche/metro ² (Valori medi)
Formia	0,076
San Felice Circeo	0,02
Ladispoli	0,011
Tarquinia	0,006

La Figura 22 mostra come gli anni che registrano la maggiore abbondanza media di microplastiche a Formia sono il 2015 e il 2018, nei quali sono state trovate rispettivamente in media 0,238 e 0,139 microplastiche al metro quadro.

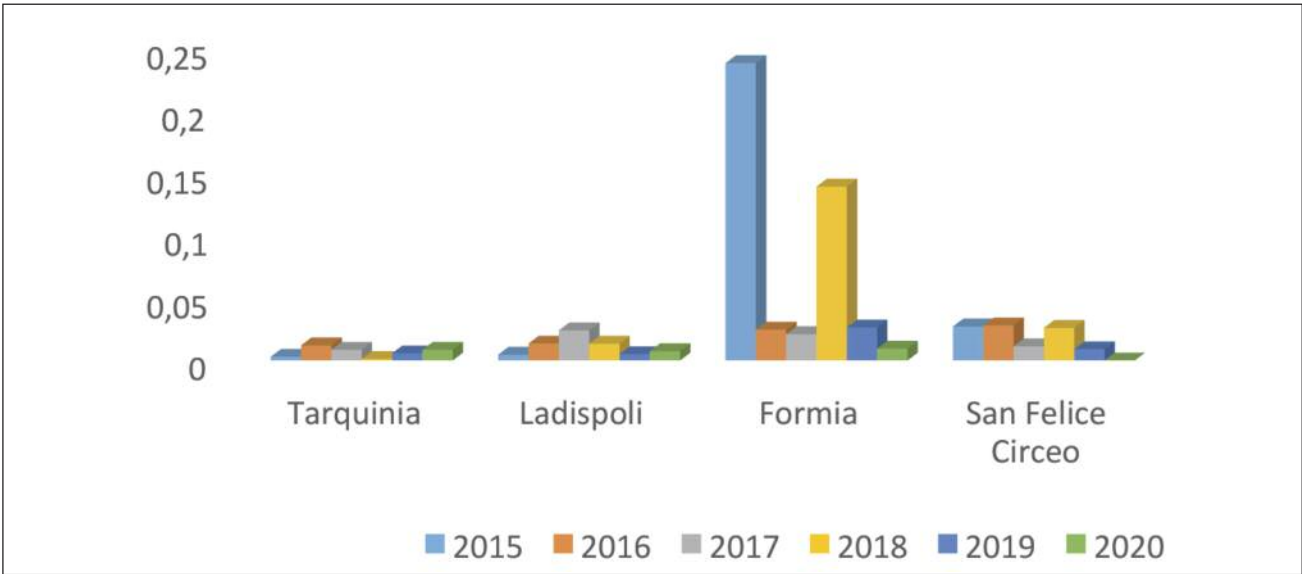


Figura 22 - Andamento dei valori medi delle microplastiche al metro quadro dal 2015 al 2020 nelle quattro aree di campionamento

La Figura 23 mostra la percentuale relativa delle diverse morfologie di microplastiche nel sessennio 2015-2020 nella regione Lazio.

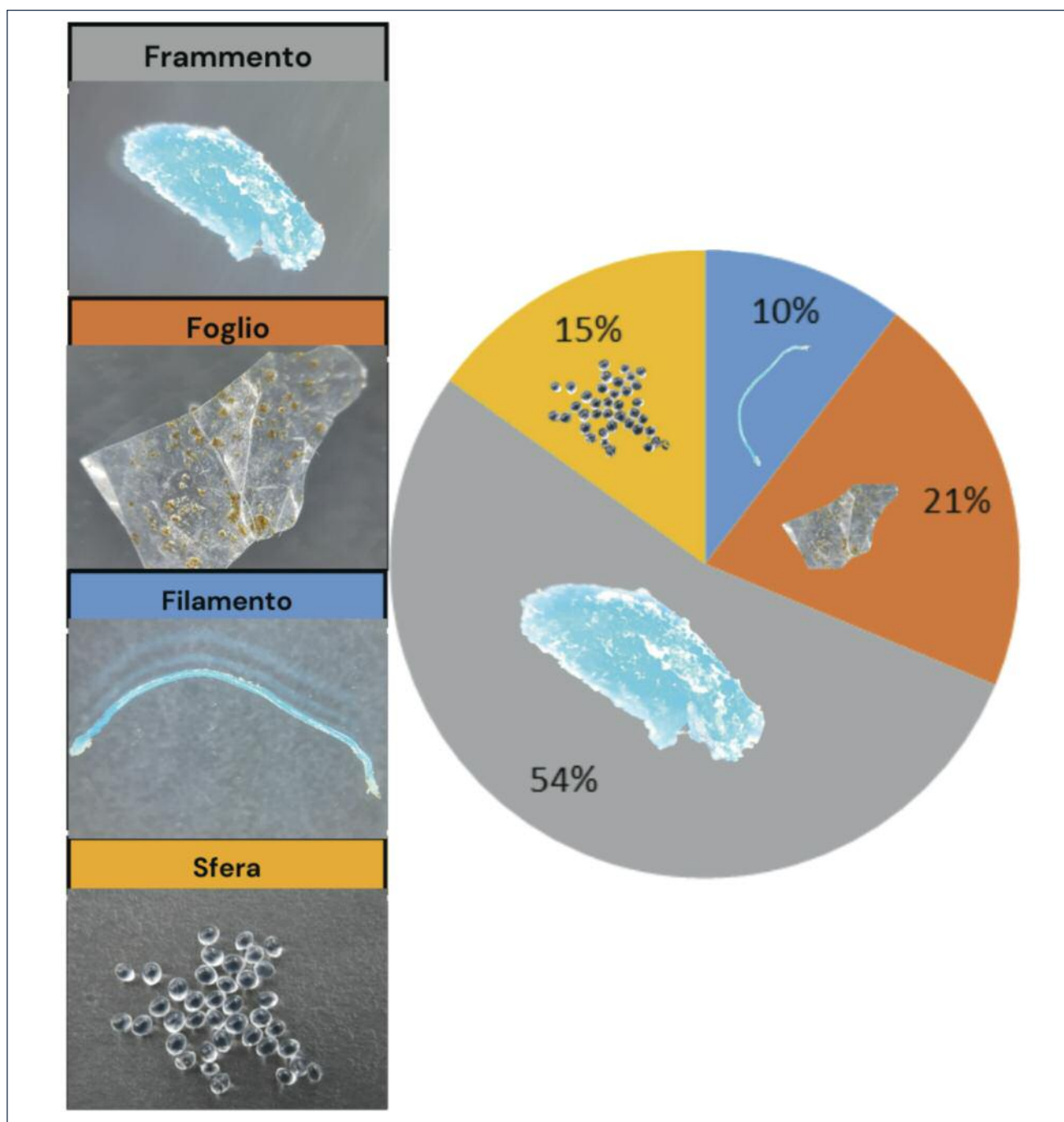


Figura 23 - Composizione percentuale media delle microplastiche divise per morfologia (filamento, foglio, frammento, sfera). Sessennio 2015-2020

Tra le categorie morfologiche dei frammenti plastici rilevati, filamento, foglio, frammento, foam, granulo, pellet (queste ultime tre sono state raggruppate nella categoria Sfera), quella dei frammenti risulta dominante. Tale andamento è in linea con quanto descritto in letteratura per l'area in esame (Caldwell *et al.*, 2019).

La Figura 24 mostra la percentuale relativa delle diverse morfologie di microplastiche (filamento, foglio, frammento, sfera) al variare della distanza dalla costa nell'intero sessennio di riferimento.

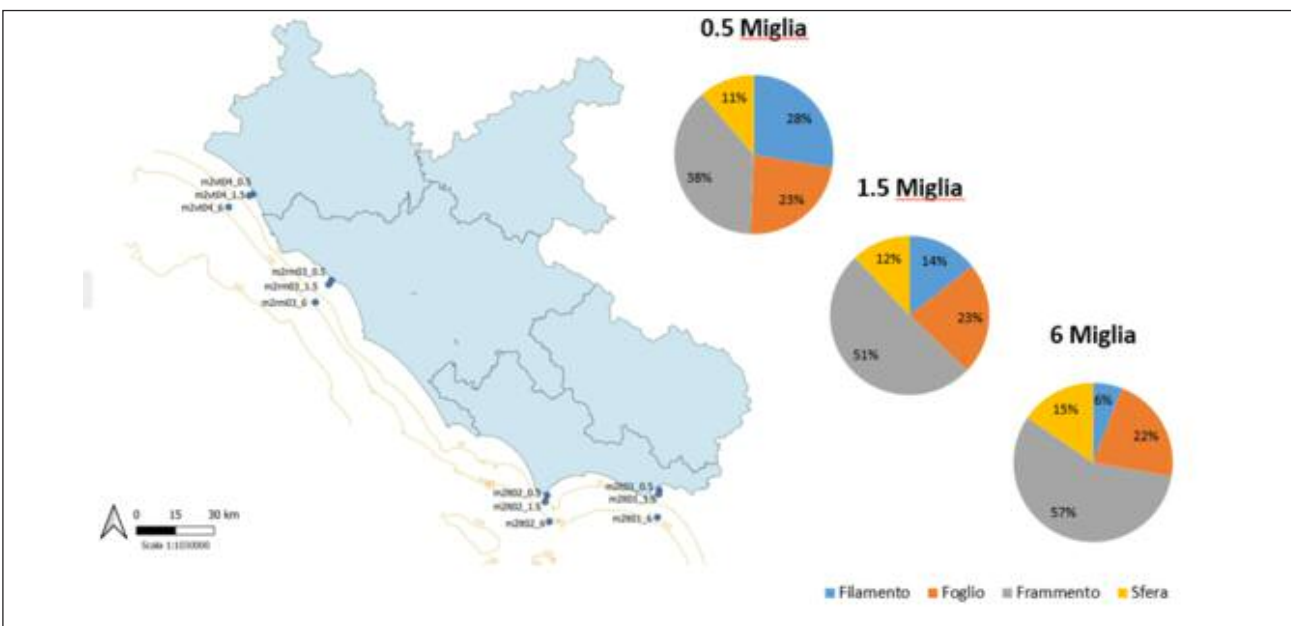


Figura 24 - Composizione percentuale delle microplastiche divise per morfologia (filamento, foglio, frammento, sfera) al variare della distanza dalla costa. Valori medi totali calcolati sul sessennio 2015-2020

Dal grafico si nota che le percentuali relative delle categorie foglio e sfera rimangono pressoché invariate al variare della distanza dalla costa. Al contrario, la percentuale relativa delle particelle categorizzate come frammenti aumenta all'aumentare della distanza dalla costa, mentre la percentuale relativa delle particelle categorizzate come filamenti diminuisce. Questa ultima tipologia di particelle è nota per derivare dal lavaggio degli indumenti, essendo perlopiù di origine tessile, attribuibile quindi agli scarichi urbani.

La Figura 25 mostra la percentuale relativa delle diverse morfologie di microplastiche (filamento, foglio, frammento, sfera) al variare della stagione nell'intero sessennio di riferimento.

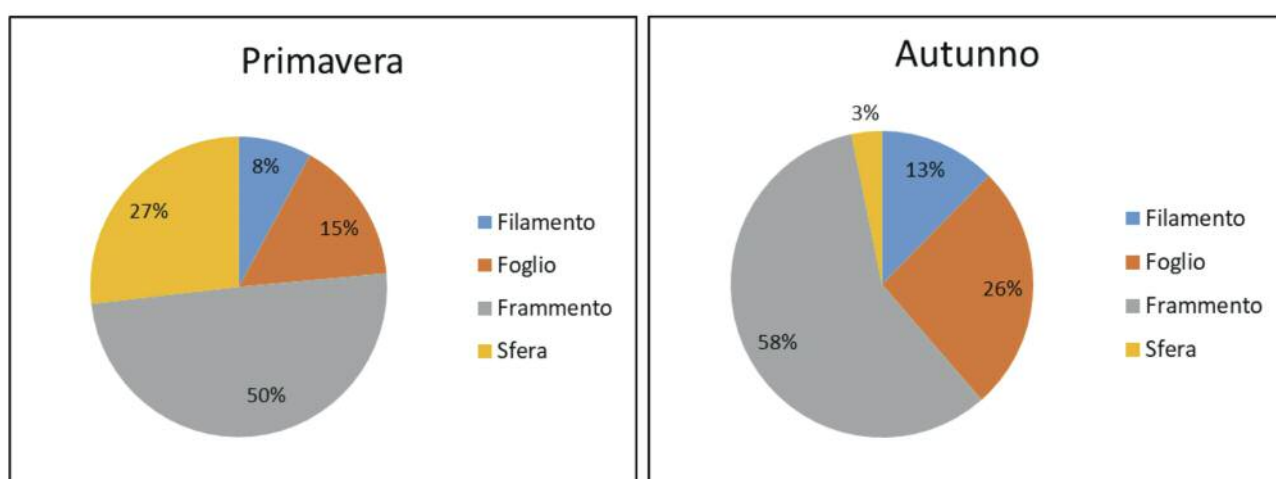


Figura 25 - Percentuale delle diverse tipologie morfologiche di microplastiche (filamento, foglio, frammento, sfera) nelle due campagne di campionamento. Sessennio 2015-2020

Le microplastiche presenti nel litorale laziale nel sessennio di riferimento presentano abbondanze maggiori nella stagione autunnale (settembre-dicembre). Tale andamento potrebbe essere imputabile all'aumento delle piogge, caratteristico di questa stagione, che causa un incremento nel dilavamento da terra.

3. CONCLUSIONI

I dati del monitoraggio delle specie non indigene effettuato dall'ARPA Lazio nel primo sessennio di applicazione della Strategia Marina si sono rivelati particolarmente fruttuosi, permettendo di individuare specie non segnalate per l'area in esame, arricchendo i precedenti report riguardanti le NIS realizzati per il porto di Civitavecchia (Boschi *et al.*, 2019) e confermando il ruolo determinante del traffico marittimo per la diffusione di specie invasive non indigene.

Riguardo alle microplastiche, i valori medi registrati nel Lazio (0,032 microplastiche/m²) risultano in linea con i valori medi relativi all'area del Mar Tirreno centrale riportati in letteratura (Caldwell *et al.*, 2019), pari a 0,028 particelle per m², sebbene vi siano evidenze di un incremento dei valori nelle aree maggiormente impattate, come ad esempio il Golfo di Gaeta. L'area del Golfo di Gaeta è caratterizzata dalla presenza di diversi apporti, quali quelli derivanti dal fiume Garigliano e dalle attività portuali e di acquacoltura. In generale, le zone del Lazio meridionale sono note per essere molto popolate e ricche di allevamenti e coltivazioni, a terra, e di impianti di acquacoltura, a mare. Il grande quantitativo di microplastiche rilevato nella stazione di Formia potrebbe quindi essere spiegato con l'intenso sfruttamento di quest'area da parte dell'uomo, nonché con la presenza dei numerosi corsi d'acqua, anche di piccole dimensioni, presenti sul territorio. Inoltre, l'incremento in direzione costa-largo delle abbondanze medie di microplastiche suggerisce che esse, una volta arrivate in mare da apporti terreni, tendano a essere portate dalle correnti verso largo.

Sebbene le analisi dei campioni di microplastiche nell'ambito della Strategia Marina non siano indirizzate specificatamente a evidenziare il ruolo che questa matrice può avere nella diffusione delle specie aliene, è indubbio che la correlazione tra specie non indigene marine e microplastiche è un argomento di grande rilevanza per la salute dell'ambiente marino e richiede indagini mirate, nonché azioni concrete per mitigarne gli effetti negativi. Studi sempre più numerosi stanno infatti dimostrando come i rifiuti plastici possano fungere da substrato colonizzabile proprio dalle specie non indigene, contribuendo alla loro diffusione (Reich *et al.*, 2016).

BIBLIOGRAFIA

- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O., & Jaafarzadeh, N. (2019). "Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran". *Environmental pollution*, 244, 153-164.
- Adams, M., Lükewille, A. (2010). "The European Environment-state and outlook 2010". European Environment Agency, 55 pp.
- Andrady, A. L. (2017). "The plastic in microplastics: A review". *Marine pollution bulletin*, 119(1), 12-22.
- Bonifazi, A., Mancini, E., Ventura, D. (2018). "First record of the invasive and cryptogenic species *Jassa slatteryi* (Crustacea: Amphipoda) in Italian coastal waters". *Journal of sea research*, 136, 37-41.
- Boschi, M., Piazzolla, D., Neri, A., Strizzi, M., Bonamano, S., Bonifazi, A., Mancini, E. (2019). "Alien fauna associated with hard substrate of Civitavecchia harbour". In: *Geophysical Research Abstracts*, 21.
- Caldwell, J., Petri-Fink, A., Rothen-Rutishauser, B., & Lehner, R. (2019). "Assessing meso-and microplastic pollution in the Ligurian and Tyrrhenian Seas". *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110572.
- Carlton, J. T. (1996). "Biological invasions and cryptogenic species". *Ecology*, 77(6), 1653-1655.
- Carlton, J. T., Ruiz, G. M. (2005). "Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks". *Scope-scientific committee on problems of the environment international council of scientific unions*, 63, 36.
- Chen, Q., Allgeier, A., Yin, D., & Hollert, H. (2019). "Leaching of endocrine disrupting chemicals from marine microplastics and mesoplastics under common life stress conditions". *Environment international*, 130, 104938.
- Chimenz, C., Brignoli, P. M., Basciano, G. (1979). "Pantopodi del porto di Civitavecchia e dintorni (Italia Centrale)". *Cahiers de biologie marine*, 20, 471-497.
- Cicero, A. M., Di Girolamo, I. (2001). "Metodologie Analitiche di riferimento del Programma di Monitoraggio per il controllo dell'Ambiente marino costiero (triennio 2001-2003)". Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ICRAM, Rome, Italy.
- Çinar, M.E. (2009). "Alien polychaete species (Annelida: Polychaeta) on the southern coast of Turkey (Levantine Sea, eastern Mediterranean), with 13 new records for the Mediterranean Sea". *Journal of Natural History*, 43 (37-38), 2283-2328.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E. A., & Theriault, T. W. (2011). "Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species". *Diversity and Distributions*, 17(6), 1161-1172.
- De Olazabal, A., Tirelli, V. "First record of egg-carrying calanoid *Pseudodiaptomus marinus* in the Adriatic Sea (2011)". *Marine Biodiversity Records*, Vol. 4, 1-4.
- Fehlauer-Ale, K. H., Mackie, J. A., Lim-Fong, G. E., Ale, E., Pie, M. R., Waeschenbach, A. (2014). "Cryptic species in the cosmopolitan *Bugula neritina* complex (Bryozoa, Cheilostomata)". *Zoologica Scripta*, 43(2), 193-205.
- Ferrario, J., Caronni, S., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A. (2017). "Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species". *Biofouling*, 33(8), 651-660.
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S., Leggette, W.C. (2005). "Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem". *Science* 308, 1621-1623.
- Fu, Z., & Wang, J. (2019). "Current practices and future perspectives of microplastic pollution in freshwater ecosystems in China". *Science of the Total Environment*, 691, 697-712.

- Galafassi, S., Nizzetto, L., & Volta, P. (2019). "Plastic sources: A survey across scientific and grey literature for their inventory and relative contribution to microplastics pollution in natural environments, with an emphasis on surface water". *Science of the Total Environment*, 693, 133499.
- Gravina, M. F., Bonifazi, A., Del Pasqua, M., Giampaolletti, J., Lezzi, M., Ventura, D., Giangrande, A. (2020). "Perception of changes in marine benthic habitats: The relevance of taxonomic and ecological memory". *Diversity*, 12(12), 480.
- Guerrini, F., Pezzolesi, L., Feller, A. (2010). "Comparative growth and toxin profile of cultured *Ostreopsis ovata* from the Tyrrhenian and Adriatic Seas". *Toxicon* 55(2-3), 211-220.
- Hardesty, B. D., Good, T. P., & Wilcox, C. (2015). "Novel methods, new results and science-based solutions to tackle marine debris impacts on wildlife". *Ocean & Coastal Management*, 115, 4-9.
- Hartmann, N. B., Huffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A. E. & Wagner, M. (2019). "Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris".
- Hermesen, E., Mintenig, S. M., Besseling, E., & Koelmans, A. A. (2018). "Quality criteria for the analysis of microplastic in biota samples: a critical review". *Environmental science & technology*, 52(18), 10230-10240.
- Hulme, P. E. (2009). "Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization". *Journal of applied ecology*, 46(1), 10-18.
- Langeneck, J., Tempesti, J. (2019). 1.4. "First record of the Lessepsian polychaete *Dorvillea similis* (Annelida, Dorvilleidae) in Italian waters". In: Dragicevic, B., Anadoli, O., Angel, D., Benabdi, M., Bitar, G., Castriota, L., ... & Zenetos, A. (2019). "New Mediterranean Biodiversity Records". *Mediterranean Marine Science*, 20(3), 640-641.
- Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). "Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition". *Science of the total environment*, 409(18), 3309-3324.
- Liu, S., Ding, H., Song, Y., Xue, Y., Bi, M., Wu, M. & Deng, H. (2023). "The potential risks posed by micro-nanoplastics to the safety of disinfected drinking water". *Journal of Hazardous Materials*, 450, 131089.
- López-Legentil S., Legentil M.L., Erwin P.M., Turon X. (2015). "Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians". *Biological Invasions*, 17(6), 1623-1638.
- Lorenti, M., Dappiano, M., Gambi, M. C. (2009). "Occurrence and ecology of *Mesanthura* (Crustacea: Isopoda: Anthuridea) in two Italian harbours". *Marine Biodiversity Records*, 2, 1-5.
- Lwanga, E. H., Beriot, N., Corradini, F., Silva, V., Yang, X., Baartman, J. & Geissen, V. (2022). "Review of microplastic sources, transport pathways and correlations with other soil stressors: a journey from agricultural sites into the environment". *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 9(1), 1-20.
- Mannino, A. M., Balistreri, P. (2018). "Citizen science: a successful tool for monitoring invasive alien species (IAS) in Marine Protected Areas. The case study of the Egadi Islands MPA (Tyrrhenian Sea, Italy)". *Biodiversity*, 19(1-2), 42-48.
- Marchini, A., Sorbe, J. C., Torelli, F., Lodola, A., Occhipinti-Ambrogi, A. (2014). "The non-indigenous *Paranthura japonica* Richardson, 1909 in the Mediterranean Sea: travelling with shellfish?". *Mediterranean Marine Science*, 15(3), 545-553.
- Masciadri, S., Brugnoli, E., & Muniz, P. (2010). "InBUy database of Invasive and Alien Species (IAS) in Uruguay: a useful tool to confront this threat to biodiversity". *Biota Neotropica*, 10, 205-213.
- Massa, B., Sbordoni, V., Vigna Taglianti, A. (2011). "La Biogeografia della Sicilia: considerazioni conclusive sul XXXVII Congresso della Società Italiana di Biogeografia". *Biogeographia-The Journal of Integrative Biogeography*, 30(1), 685-694.

- 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.
- Monti M., Minocci, M., Beran, A., Ivesa, L. (2007). "First record of *Ostreopsis* cfr. *ovata* on macroalgae in the Northern Adriatic Sea". *Marine Pollution Bulletin*, 54, 598-601.
- Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2020). "Plastic debris in the marine environment: history and future challenges". *Global Challenges*, 4(6), 1900081.
- Occhipinti-Ambrogi, A. (2007). "Global change and marine communities: alien species and climate change". *Marine Pollution Bulletin*, 55(7-9), 342-352.
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S. & Thompson, R. C. (2009). "International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs". *Marine pollution bulletin*, 58(10), 1437-1446.
- Orsini, L., Sarno, D., Procaccini G., Poletti, R., , Dhlmann, J., Montresor, M. (2002) "Toxic *Pseudo-nitzschia multistriata* (Bacillariophyceae) from the Gulf of Naples: morphology, toxin analysis and phylogenetic relationships with other *Pseudo-nitzschia* species". *European Journal of Phycology*, Volume 37, Issue 2, 247-257
- Peng, C., Tang, X., Gong, X., Dai, Y., Sun, H., & Wang, L. (2020). "Development and application of a mass spectrometry method for quantifying nylon microplastics in environment". *Analytical Chemistry*, 92(20), 13930-13935.
- Procter, J., Hopkins, F. E., Fileman, E. S., & Lindeque, P. K. (2019). "Smells good enough to eat: Dimethyl sulfide (DMS) enhances copepod ingestion of microplastics". *Marine pollution bulletin*, 138, 1-6.
- Rotter, A., Klun, K., Francé, J., Mozetič, P. and Orlando-Bonaca, M. (2020). "Non-indigenous Species in the Mediterranean Sea: Turning From Pest to Source by Developing the 8Rs Model, a New Paradigm in Pollution Mitigation". *Front. Mar. Sci.* 7:178
- Ryan, P. G., Moore, C. J., Van Franeker, J. A., & Moloney, C. L. (2009). "Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment". *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1999-2012.
- Sansoni, G., Borghini, B., Camici, G., Casotti, M., Righini, P., Rustighi, C. (2003). "Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): un problema emergente". *Biologia Ambientale*, 17(1), 17-23.
- Savoca, M. S., Wohlfeil, M. E., Ebeler, S. E., & Nevitt, G. A. (2016). "Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds". *Science advances*, 2(11), e1600395.
- Sconfietti, R., Danesi, P. (1996). "Variazioni strutturali in comunità di Peracaridi agli estremi opposti del bacino di Malamocco (Laguna di Venezia)". *S. It. E. Atti*, 17, 407-410.
- Spagnolo, A., Auriemma, R., Bacci, T., Balkovič, I., Bertasi, F., Bolognini, L., ... & Žuljevič, A. (2019). "Non-indigenous macrozoobenthic species on hard substrata of selected harbours in the Adriatic Sea". *Marine Pollution Bulletin*, 147, 150-158.
- Stachowicz, J.J., Terwin, J.R., Whitlatch, R.B., Osman, R.W. (2002). "Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates non indigenous species invasions". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(24), 15497–15500.
- Suhrhoff, T. J., & Scholz-Böttcher, B. M. (2016). "Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics — A lab experiment". *Marine pollution bulletin*, 102(1), 84-94.
- Taramelli, E., Scipione, M. B. (1977). "Gli Anfipodi del porto di Civitavecchia". *Atti LX Congresso SIBM, Lacco Ameno d'Ischia*, 427-438.

- Tempesti, J., Rossano, C., Gambineri, S., Plaiti, W., Scapini, F. (2016). "New records in the Mediterranean for the non-indigenous species *Paranthura japonica* Richardson, 1909 (Anthuridea, Isopoda)". *Biologia Marina Mediterranea*, 23(1), 249.
- Tiralongo, F., Mancini, E., Ventura, D., De Malerbe, S., Paladini De Mendoza, F., Sardone, M., Arciprete, R., Massi, D., Marcelli, M., Fiorentino, F., & Minervini, R. (2021). "Commercial catches and discards composition in the Central Tyrrhenian Sea: A multispecies quantitative and qualitative analysis from shallow and deep bottom trawling". *Mediterranean Marine Science*, 22(3), 521–531.
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & Vom Saal, F. S. (2009). "Our plastic age". *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1973–1976.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., ... & Russell, A. E. (2004). "Lost at sea: where is all the plastic?". *Science*, 304(5672), 838–838.
- Ugwu, K., Herrera, A., & Gómez, M. (2021). "Microplastics in marine biota: A review". *Marine pollution bulletin*, 169, 112540.
- Utermöhl, H. (1958). "Zur vervollkommnung der qualitativen Phytoplankton metodik". *Mitteilungen Internationale Vereins Theoretisch Angewiesen Limnologie*. 9: 1–38
- Zenetos, A., Meriç, E., Verlaque, M., Galli, P., Boudouresque, C. F., Giangrande, A., Çınar, M. E., Bilecenoglu, M. (2008). "Additions to the annotated list of marine alien biota in the Mediterranean with special emphasis on Foraminifera and Parasites". *Mediterranean Marine Science*, 9(1), 119–165.
- Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., Garcia Raso, J., ... & Ballesteros, E. (2012). "Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways". *Mediterranean Marine Science*, 13(2), 328–352.
- Zenetos, A., Çınar, M. E., Crocetta, F., Golani, D., Rosso, A., Servello, G., Shenkar, N., Turon, X. Verlaque, M. (2017). "Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191, 171–187.
- Zenetos, A., Galanidi, M. (2020). "Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: recent changes". *Marine Biodiversity Records*, 13(1), 1–17.
- Zullo, V. A. (1992). "*Balanus trigonus* Darwin (Cirripedia, Balaninae) in the Atlantic basin: an introduced species?". *Bulletin of Marine Science*, 50(1), 66–74.
- Xu, B., Liu, F., Cryder, Z., Huang, D., Lu, Z., He, Y. & Xu, J. (2020). "Microplastics in the soil environment: occurrence, risks, interactions and fate—a review". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(21), 2175–2222.
- Yuan, J., Ma, J., Sun, Y., Zhou, T., Zhao, Y., & Yu, F. (2020). "Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics". *Science of the Total Environment*, 715, 136968.

METADATI

Titolo	Specie aliene e microplastiche. Monitoraggio delle coste laziali
Autore	ARPA Lazio, Dipartimento Stato dell'ambiente – Servizio Monitoraggio delle risorse idriche
Soggetto	Microplastiche – Specie aliene - Monitoraggio - Lazio
Descrizione	Il report descrive i problemi relativi alla diffusione delle specie aliene invasive e alla circolazione delle microplastiche, allo scopo di far conoscere la situazione lungo le coste laziali
Editore	ARPA Lazio
Data	2023
Tipo	Report ambientale
Formato	Cartaceo, elettronico
Collana	Report / Acqua_13
Lingua	IT
Copertura	Lazio
Gestione dei diritti	ARPA Lazio - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio

Report - Acqua

