

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI GENOVA



DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA,
DELL'AMBIENTE E DELLA VITA (DISTAV)

Classe delle Lauree Magistrali in Biologia LM/6

Corso di Laurea Magistrale in Biologia ed Ecologia Marina

Plastic litter in spiagge della costa ligure:
caratterizzazione e relazioni con il detrito di
Posidonia oceanica

Laureanda:

Francesca Travelli

Relatore:

Dott.ssa Francesca Garaventa (CNR-IAS)

Correlatore:

Prof.ssa Marzia Bo (UniGe)

ANNO ACCADEMICO 2025-2026

RIASSUNTO

L'inquinamento da plastica rappresenta una delle principali emergenze ambientali globali, con effetti rilevanti sugli ecosistemi marini e costieri. Le spiagge, dove tali detriti si accumulano, costituiscono siti privilegiati per monitorarne entità e sorgenti. Il presente lavoro ha avuto l'obiettivo di quantificare e caratterizzare le particelle plastiche nei sedimenti di due spiagge urbane genovesi, mediante quattro campagne di campionamento, condotte tra aprile 2024 e ottobre 2025. I campioni sono stati essiccati, setacciati e sottoposti a separazione densimetrica. Le particelle isolate sono state classificate per forma, dimensione e composizione polimerica mediante FTIR/micro-FTIR, distinguendo microplastiche, mesoplastiche e microfibre. È stato inoltre quantificato il detrito di *Posidonia oceanica* ed analizzata la granulometria del sedimento, per valutarne le relazioni con le diverse frazioni plastiche. Le abbondanze rilevate rientrano nella fascia inferiore dei valori riportati per il Mediterraneo, pur mostrando variabilità tra siti e campagne. I frammenti rigidi rappresentano la morfologia predominante; sono state inoltre osservate numerose particelle gommose nere, potenzialmente riconducibili al materiale di riempimento dei campi in erba sintetica. Tra i polimeri prevalenti rientra il PVC, mentre le microfibre sono principalmente cellulosiche e, tra quelle sintetiche, domina il PET. Il detrito di *P. oceanica* non mostra correlazioni significative con le microplastiche, ma risulta positivamente correlato con le mesoplastiche in entrambi i siti, suggerendo un possibile ruolo nell'accumulo della plastica spiaggiata. Il lavoro fornisce un quadro aggiornato della contaminazione da plastica in due spiagge urbane liguri, utile per il monitoraggio a lungo termine e per futuri studi sulla gestione dell'interfaccia mare-terra.

ABSTRACT

Plastic pollution is one of the main global environmental emergencies, particularly affecting marine and coastal ecosystems. Beaches, where plastic debris accumulates, are key sites for monitoring its extent and identifying its sources. This thesis, carried out at CNR-IAS Genoa within the **SUNRISE** project, quantified and characterized plastic particles in sediments from two urban beaches in Genoa, Sette Nasi and Sturla, through four sampling campaigns conducted between April 2024 and October 2025. Samples were dried, sieved and density-separated using sodium iodide. Isolated particles were classified by shape, size and polymer composition (FTIR/micro-FTIR), distinguishing microplastics, mesoplastics and microfibers. *Posidonia oceanica* debris and sediment grain size were also analysed to investigate their relationship with plastic abundance. Plastic abundances were in line with the lower range reported for the Mediterranean, although considerable variability was observed among sites and sampling campaigns. Hard fragments were the dominant particle type. Numerous black rubber granules were also detected, potentially originating from synthetic turf infill used in nearby sports fields, although this hypothesis requires further investigation. PVC was the dominant polymer, while microfibers were mainly cellulosic and PET prevailed among synthetic fibers. *P. oceanica* debris showed no significant relationship with microplastics but was positively correlated with mesoplastics at both sites, suggesting a possible role in the accumulation of beached plastic. Overall, this study provides an updated assessment of plastic contamination at two urban Ligurian beaches, supporting long-term monitoring and future investigations on plastic accumulation processes and the sustainable management of the land–sea interface.

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
1.1 LA PLASTICA	1
1.2 CLASSIFICAZIONE DEL PLASTIC LITTER	3
1.2.1 LE MICROPLASTICHE	5
1.2.1.1 MICROPLASTICHE PRIMARIE	7
1.2.1.2 MICROPLASTICHE SECONDARIE	9
1.2.2 LE MICROFIBRE	10
1.3 L'INQUINAMENTO DA PLASTICHE NELL'ECOSISTEMA SPIAGGIA	11
1.3.1 MONITORAGGIO E ANALISI DEL BEACH LITTER	13
1.3.1.1 Monitoraggio dei macrorifiuti	14
1.3.1.2 Monitoraggio delle meso- e delle microplastiche	14
1.3.1.3 Estrazione delle microplastiche dai sedimenti	15
1.3.2 IL RUOLO DELLA <i>Posidonia oceanica</i> NELL'ACCUMULO DEL PLASTIC LITTER	17
1.3.2.1 Interazione tra <i>P. oceanica</i> e plastic litter	17
2. SCOPO DELLA TESI.....	20
3. MATERIALI E METODI	21
3.1 AREA DI STUDIO	21
3.2 CAMPIONAMENTO.....	23
3.3 ANALISI DI LABORATORIO	24

1.3.1.	ESSICCAZIONE.....	24
1.3.2.	SETACCIATURA	25
1.3.3.	SEPARAZIONE PER DENSITÀ	26
1.3.4.	CARATTERIZZAZIONE MORFOLOGICA	28
1.3.5.	CARATTERIZZAZIONE CHIMICA	29
3.3.4.1	FTIR	29
3.3.4.2	μ - FTIR	30
3.4	ANALISI DEI DATI	33
4.	RISULTATI	34
4.1	MICROPLASTICHE	34
4.1.1	Abbondanza	34
4.1.2	Forma	37
4.1.3	Distribuzione dimensionale	39
4.1.4	Composizione chimica.....	41
4.2	MESOPLASTICHE	43
4.2.1	Abbondanza	43
4.2.2	Forma	46
4.2.3	Distribuzione dimensionale	48
4.2.4	Composizione chimica.....	50
4.3	MICROFIBRE.....	52
4.4	GRANULOMETRIA DEL SEDIMENTO	53
4.4.1	RELAZIONE TRA MICROPLASTICHE E GRANULOMETRIA	53
4.4.2	RELAZIONE TRA MESOPLASTICHE E GRANULOMETRIA.....	56

4.5	PRESENZA DI <i>P. OCEANICA</i>	59
4.5.1	RELAZIONE TRA MICROPLASTICHE E <i>P. oceanica</i>	60
4.5.2	RELAZIONE TRA MESOPLASTICHE E <i>P. oceanica</i>	62
5.	DISCUSSIONE	64
5.1	ABBONDANZA DELLE MICRO- E MESOPLASTICHE	64
5.2	FORMA, DIMENSIONE E COMPOSIZIONE CHIMICA.....	65
5.3	MICROFIBRE.....	68
5.4	GRANULOMETRIA DEI SEDIMENTI	69
5.5	<i>P. OCEANICA</i> E ACCUMULO DI PLASTICHE	70
5.6	LIMITI DELLO STUDIO E PROSPETTIVE FUTURE	71
6.	CONCLUSIONI.....	73
	BIBLIOGRAFIA.....	74

1. INTRODUZIONE

1.1 LA PLASTICA

I materiali plastici rappresentano oggi una componente essenziale della società moderna grazie alle loro proprietà fisico-chimiche vantaggiose, tra cui la bassa densità, la resistenza alla corrosione, la scarsa conducibilità termica ed elettrica e l'elevata durabilità. Tali caratteristiche, unite al basso costo di produzione, ne hanno favorito un impiego estremamente diffuso in numerosi settori, dagli imballaggi alimentari alle applicazioni mediche e tecnologiche (Frias et al., 2010). Tuttavia, la loro elevata resistenza alla degradazione costituisce una delle principali criticità ambientali: i rifiuti plastici persistono nell'ambiente per tempi molto lunghi, fino a centinaia o migliaia di anni (Moore, 2008). La crescente produzione globale di plastica, che nel 2024 ha raggiunto **430,9 milioni di tonnellate**, registrando un incremento del 16% rispetto al 2018 (Plastics Europe, 2025) (Fig. 1), associata a pratiche di smaltimento inadeguate, ha determinato una significativa dispersione di questi materiali nell'ambiente, in particolare negli ecosistemi marini. Milioni di tonnellate di plastica vengono trasportate ogni anno dai sistemi terrestri agli oceani, dove si accumulano sia in superficie sia nei sedimenti profondi (Isobe & Iwasaki, 2022; Peng et al., 2018).

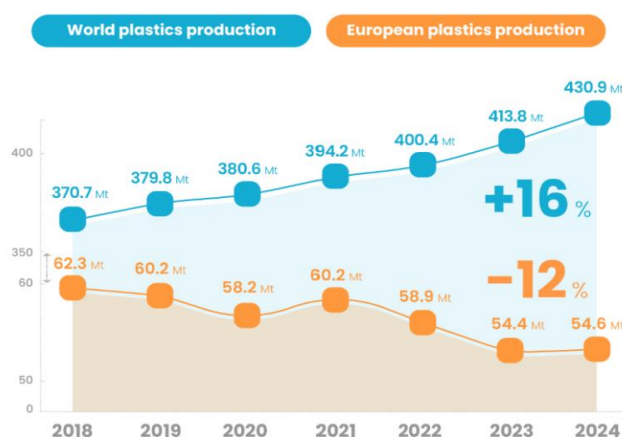


Fig. 1.1: Andamento della produzione mondiale ed europea di plastica dal 2018 al 2024, espressa in milioni di tonnellate (Mt) (Plastics Europe, 2025)

Questo fenomeno costituisce una problematica ambientale di rilevanza globale, con impatti documentati su oltre 1.400 specie marine (Claro et al., 2019). I detriti plastici possono essere trasportati su lunghe distanze dalle correnti oceaniche o depositarsi nei fondali, contribuendo all'alterazione degli ecosistemi bentonici e interferendo con processi fondamentali come lo scambio di gas nei sedimenti (Goldberg, 1994). Un ulteriore elemento critico riguarda il ruolo delle plastiche

come potenziale vettore di contaminanti chimici negli ecosistemi marini. Le plastiche disperse in ambiente non rappresentano soltanto un rifiuto fisico persistente, ma costituiscono anche una sorgente e, al tempo stesso, un serbatoio di sostanze potenzialmente tossiche. Esse possono rilasciare nell'ambiente gli additivi incorporati durante la loro produzione, tra cui plastificanti, come il bis(2-etilesil) ftalato (DEHP), riconosciuto come interferente endocrino (Oehlmann et al., 2009), stabilizzanti UV, antiossidanti e ritardanti di fiamma bromurati, come i polibromodifenileteri (PBDE), composti persistenti e bioaccumulabili associati a effetti neurotossici e alterazioni del metabolismo ormonale (Alaee et al., 2003; Hermabessiere et al., 2017). Le plastiche disperse in ambiente marino possono agire inoltre come vere e proprie "spugne chimiche", adsorbendo contaminanti dall'ambiente circostante attraverso meccanismi distinti in funzione della natura chimica dei composti. I contaminanti organici persistenti, tra cui i policlorobifenili (PCB), il diclorodifeniltricloroetano (DDT), diossine e idrocarburi policiclici aromatici (IPA), vengono adsorbiti principalmente attraverso partizionamento idrofobico: essendo lipofili, tendono a trasferirsi dalla fase acquosa a superfici solide idrofobiche come quelle dei polimeri plastici, accumulandosi a concentrazioni fino a diverse migliaia di volte superiori a quelle dell'acqua di mare (Koelmans et al., 2016; Mato et al., 2001). I metalli pesanti, quali piombo, cadmio, mercurio e cromo, vengono invece adsorbiti attraverso meccanismi differenti, tra cui interazioni elettrostatiche e complessazione con gruppi funzionali presenti sulla superficie polimerica (Holmes et al., 2012). La capacità di adsorbimento è ulteriormente potenziata da due fattori: la degradazione fotochimica per azione della radiazione UV, dell'abrasione meccanica e dell'ossidazione, che altera la superficie plastica generando nuovi gruppi funzionali con maggiore affinità per i contaminanti (Rochman et al., 2013) e la formazione di biofilm microbici sulla superficie delle plastiche, la cosiddetta "plastisfera", che ne modifica carica superficiale e rugosità, incrementando ulteriormente la capacità di legare composti organici e metalli (Rummel et al., 2017). Inoltre l'ingestione di plastiche da parte degli organismi marini può rappresentare una via di esposizione aggiuntiva e talora significativa a tali sostanze, che possono essere rilasciate nel tratto gastrointestinale e successivamente assorbite (Engler, 2012). Ciò contribuisce non solo a effetti tossici diretti sugli organismi, ma anche alla potenziale biomagnificazione lungo la catena trofica, con possibili ricadute sulla sicurezza alimentare e sulla salute umana (Rochman et al., 2013).

Per contrastare la diffusione incontrollata dei rifiuti plastici, l'Unione Europea ha adottato specifici strumenti normativi, tra cui la **Direttiva (UE) 2019/904**, nota come **Direttiva SUP (Single-Use Plastics)**, che ha rappresentato il primo strumento normativo specificamente rivolto ai prodotti in plastica monouso, intervenendo sulle categorie di oggetti maggiormente rinvenuti come rifiuti sulle spiagge europee. La direttiva vieta l'immissione sul mercato di specifici prodotti monouso per i quali

esistono alternative disponibili (posate, piatti, cannucce, bastoncini cotonati e contenitori in polistirolo espanso), introduce obiettivi vincolanti di riduzione del consumo per altri prodotti e stabilisce requisiti di etichettatura, raccolta differenziata e responsabilità estesa del produttore (Direttiva (UE), 2019). La direttiva fissa inoltre tra i propri obiettivi la piena riciclabilità degli imballaggi in plastica immessi sul mercato europeo entro il 2030, inserendosi esplicitamente nel quadro delle convenzioni internazionali vigenti, tra cui UNCLOS, MARPOL e la Convenzione di Basilea.

1.2 CLASSIFICAZIONE DEL PLASTIC LITTER

Nei contesti scientifici e normativi, il termine *plastic litter* indica l'insieme dei detriti plastici abbandonati o dispersi nell'ambiente, indipendentemente dalla loro forma, composizione o uso originario (UNEP, 2016). Una corretta classificazione dei rifiuti plastici costituisce un passaggio fondamentale per comprendere origine, dinamiche di trasporto, potenziali impatti ecologici e strategie di monitoraggio. Tuttavia, una classificazione basata esclusivamente sulla natura del polimero non è sufficiente: le dimensioni delle particelle determinano percorsi di distribuzione differenziati, tempi di permanenza distinti e specifiche vie di esposizione per gli organismi marini (Andrady, 2011a; Barnes et al., 2009). Il GESAMP (*Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection*) in un documento pubblicato nel 2019 ha proposto un sistema di classificazione ampiamente utilizzato nella letteratura internazionale, che suddivide il plastic litter in categorie dimensionali standardizzate. Tale classificazione consente non solo una maggiore uniformità nelle attività di monitoraggio e ricerca, ma anche una valutazione più precisa degli impatti ambientali associati alle diverse tipologie di detriti plastici (GESAMP, 2019). È possibile suddividere il plastic litter in cinque categorie dimensionali, descritte in seguito.

La categoria delle **megaplastiche**, pur non rientrando formalmente nella classificazione principale del GESAMP 2019, è stata introdotta in letteratura per indicare detriti plastici con diametro superiore a 1 m, come reti da pesca abbandonate, imbarcazioni dismesse o grandi strutture galleggianti (Laglbauer et al., 2014; J. Lee et al., 2013). Questa soglia dimensionale riconosce che tali oggetti si comportano in modo radicalmente diverso nell'ambiente rispetto alle categorie inferiori, sia in termini di trasporto che di impatto sugli ecosistemi.

Le **macroplastiche**, definite dal GESAMP (2019) come detriti con dimensioni superiori a 25 mm includono oggetti facilmente riconoscibili come bottiglie, buste, reti da pesca e imballaggi. Si tratta della categoria più visibile e spesso la più abbondante lungo le coste, responsabile di fenomeni quali intrappolamento, ingestione e alterazione degli habitat (Barnes et al., 2009; Derraik, 2002). Questa è

la categoria più ampiamente monitorata nelle campagne di rilevamento in spiaggia e in superficie marina.

Le **mesoplastiche** classificate dal GESAMP (2019) in un intervallo dimensionale compreso tra 5 e 25 mm, costituiscono una classe intermedia spesso derivante dalla frammentazione progressiva delle macroplastiche. Dal punto di vista ecologico, questi frammenti vengono frequentemente ritrovati nel tratto digestivo degli uccelli marini, dove causano principalmente ostruzioni meccaniche (Mendez-Sanhueza et al., 2023).

Le **microplastiche** sono suddivise dal GESAMP (2019) in due sottocategorie: microplastiche grandi (1–5 mm) e microplastiche piccole (1 μm –1 mm). Il GESAMP le definisce come piccole particelle plastiche nell'intervallo dimensionale da 1 μm a meno di 5 mm (GESAMP, 2015).

Infine, le **nanoplastiche**, generalmente collocate al di sotto di 1 μm (GESAMP, 2019), rappresentano la categoria più recente e analiticamente più complessa da rilevare. La soglia dimensionale non è universalmente concordata: alcune definizioni adottano come limite superiore i 100 nm (ISO; OECD). Le nanoplastiche si generano principalmente dalla degradazione di microplastiche e plastiche di dimensioni maggiori. A causa delle loro ridotte dimensioni e dell'elevato rapporto superficie/volume, presentano proprietà fisico-chimiche peculiari, che possono favorire l'interazione con i tessuti biologici, e, soprattutto per le particelle inferiori a 100 nm, la capacità di attraversare le barriere biologiche. L'accumulo di queste particelle è stato documentato in organi di organismi acquatici, quali branchie, cervello, cuore e fegato (Trevisan et al., 2022), con potenziali implicazioni per il trasferimento lungo la catena trofica e per fenomeni di biomagnificazione (Galani et al., 2025).

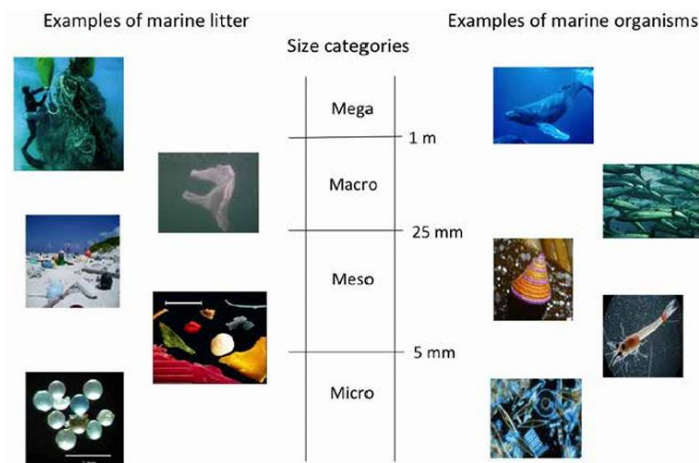


Figura 1.2: Categorie dimensionali del marine litter con esempi di rifiuti plastici (sinistra) e organismi marini potenzialmente esposti (destra) per ciascuna classe dimensionale (GESAMP, 2019)

1.2.1 LE MICROPLASTICHE

Le microplastiche rappresentano una delle frazioni più diffuse e problematiche del plastic litter negli ecosistemi marini, sia per la loro ampia distribuzione sia per la complessità delle interazioni che instaurano con l'ambiente e gli organismi viventi. Il termine *microplastica*, coniato nel 2004 da Richard Thompson (Thompson et al., 2004) non disponeva inizialmente di una definizione universalmente condivisa che incorporasse tutte le proprietà descrittive rilevanti (dimensione, origine, composizione fisica e chimica). In risposta a questo la definizione dimensionale delle microplastiche è stata formalizzata a partire dal primo workshop internazionale promosso dalla NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) nel 2008 dedicato alla presenza, agli effetti e al destino dei detriti marini, nel quale è stato proposto un limite superiore pari a 5 mm (Arthur et al., 2008). Questa soglia dimensionale, tuttavia, è rimasta a lungo oggetto di dibattito nella comunità scientifica. Frias & Nash (2019) hanno successivamente proposto una definizione che mira a raggiungere un consenso utile per la ricerca, la rendicontazione e gli scopi legislativi, andando oltre il solo criterio dimensionale per includere anche le proprietà fisiche e chimiche delle particelle (Frias & Nash, 2019). A causa delle loro ridotte dimensioni, le microplastiche sono facilmente trasportate attraverso correnti marine, venti e sistemi fluviali e sono oggi considerate contaminanti emergenti ubiquitari di rilevanza globale. Essendo state rinvenute in tutti i comparti ambientali marini, dalle acque superficiali ai sedimenti profondi, dall'aria al biota, fino ad aree remote come le regioni polari e gli ambienti abissali, (Bergmann, 2015; GESAMP, 2015; Obbard et al., 2014). Tale distribuzione non è tuttavia uniforme, come illustrato in Figura 1.4, le concentrazioni più elevate si registrano in corrispondenza dei grandi “gyres” subtropicali, dove le correnti oceaniche convergenti favoriscono l'accumulo di detriti

galleggianti, mentre le regioni polari e i fondali profondi rappresentano zone di accumulo secondario (Van Sebille et al., 2015).

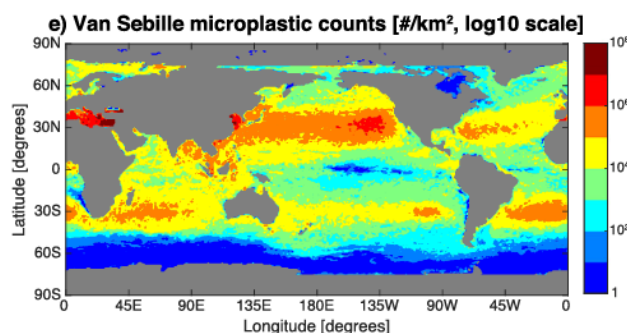


Figura 1.3: Distribuzione globale delle microplastiche in superficie oceanica espressa come conteggio di particelle per km² in scala logaritmica (Van Sebille et al., 2015).

La loro diffusione è accompagnata da una marcata facilità di ingestione da parte degli organismi marini, spesso dovuta alla somiglianza con particelle alimentari naturali. Tale ingestione può comportare effetti sia fisici, come ostruzioni del tratto digerente o riduzione dell'assunzione di cibo, sia fisiologici, legati allo stress e all'esposizione a contaminanti ad esse associati (Wright et al., 2013). Numerosi studi sperimentali hanno documentato gli effetti ecotossicologici delle microplastiche su organismi marini appartenenti a diversi livelli trofici. Tra gli invertebrati planctonici, Cole et al. (2015) hanno dimostrato che l'esposizione del copepode *Calanus helgolandicus* a sfere di polistirene da 20 µm determina una riduzione del 40% dell'ingestione di carbonio algale e una diminuzione significativa del successo di schiusa delle uova, indicando effetti sia sulla nutrizione sia sulla riproduzione. Studi analoghi su *Tigriopus japonicus* hanno documentato una riduzione della fecondità nell'arco di due generazioni successive, con un elevato tasso di fallimento nello sviluppo delle sacche ovifere (Lee et al., 2013). Nei bivalvi filtratori, ampiamente utilizzati come organismi sentinella nei programmi di biomonitoraggio marino, *Mytilus galloprovincialis* esposto a microplastiche in polistirolo ha mostrato risposte di stress ossidativo (aumento della perossidazione lipidica e dell'attività della catalasi nelle branchie), alterazioni delle risposte immunitarie degli emociti e riduzione dell'attività dell'acetilcolinesterasi, con effetti di intensità dipendente dalle dimensioni delle particelle (Capolupo et al., 2021). I dati indicano anche che le microplastiche possono fungere da vettori per batteri patogeni amplificando i danni a carico del sistema immunitario e incrementando la vulnerabilità dell'organismo alle infezioni (Sun et al., 2023). Negli organismi ittici, studi su larve e stadi giovanili hanno evidenziato danni istologici a carico di intestino, fegato e branchie, alterazioni del comportamento alimentare e interferenze con le funzioni endocrine, con conseguenti effetti sulla fertilità e sullo sviluppo embrionale (Rochman et al., 2013). I meccanismi di interazione tra microplastiche ed ecosistemi marini sono molteplici e interconnessi, come schematizzato in Figura

1.6: dalla frammentazione alla sedimentazione, fino all'ingestione e al trasferimento trofico (Wright et al., 2013). Inoltre, l'elevato rapporto superficie/volume che le caratterizza incrementa significativamente la superficie disponibile per l'adsorbimento e il potenziale rilascio di contaminanti.

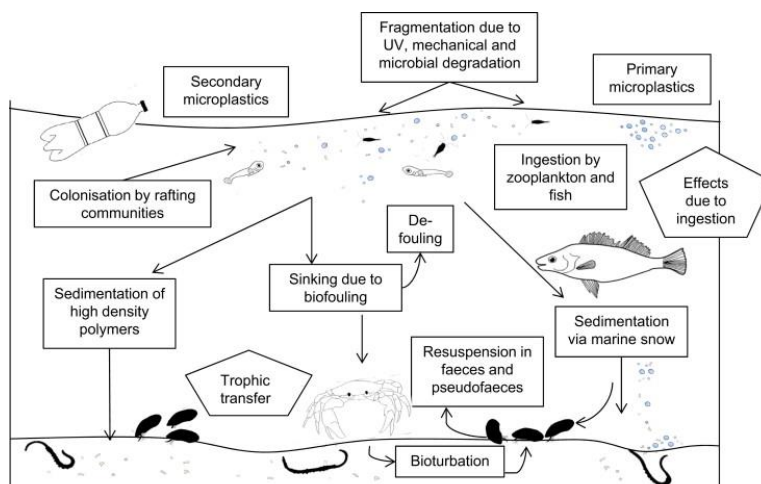


Figura 1.4: Schema concettuale dei principali processi di distribuzione e interazione delle microplastiche negli ecosistemi marini, dalla formazione all'ingestione e al trasferimento trofico (S. L. Wright et al., 2013)

Sulla base della loro origine, le microplastiche vengono comunemente suddivise in due categorie principali: microplastiche primarie e microplastiche secondarie (GESAMP, 2015).

1.2.1.1 MICROPLASTICHE PRIMARIE

Le microplastiche primarie sono definite come particelle plastiche prodotte di dimensioni inferiori a 5 mm, che raggiungono l'ambiente in tale forma. All'interno di questa categoria è possibile distinguere: le microplastiche rilasciate accidentalmente nell'ambiente durante le fasi di produzione, trasporto e lavorazione e quelle aggiunte intenzionalmente a prodotti di consumo. Alla prima categoria appartengono i **pellet industriali** di resina plastica vergine (Fig. 1.7), particelle generalmente sferiche o cilindriche di diametro tipicamente intorno ai 5 mm, impiegate come materia prima nel ciclo produttivo dei manufatti plastici. Queste particelle vengono spesso movimentate lungo la filiera, dai produttori alle industrie trasformatrici (GESAMP, 2015) e possono essere disperse accidentalmente nell'ambiente durante le fasi di produzione, trasporto e lavorazione (Cole et al., 2011) andando a costituire una fonte significativa di inquinamento marino (Karlsson et al., 2018). La presenza di pellet è stata documentata anche in ambienti marini remoti, incluse alcune isole oceaniche

geograficamente isolate (Ivar Do Sul et al., 2009) e lontane da fonti locali di produzione, evidenziando la loro elevata mobilità ambientale e la capacità di essere trasportati su scala globale.



Fig. 1.5: Pellet plastici di diversa composizione e colore, raccolti in capsula Petri (Rios Mendoza et al., 2007)

La seconda tipologia di microplastiche primarie, rappresentata dalle microplastiche intenzionalmente aggiunte, comprende, le particelle che vengono deliberatamente incorporate in prodotti di largo consumo, quali cosmetici, detergenti e formulazioni abrasive, oppure impiegate come componenti funzionali in applicazioni tecniche specifiche. Tra queste, un caso di particolare rilevanza ambientale è rappresentato dai **granuli elastomerici** utilizzati come materiale di intaso nei campi sportivi sintetici (Fig. 1.6). Tali materiali possono essere ottenuti dalla frantumazione meccanica di pneumatici fuori uso, costituiti tipicamente da SBR (Styrene-Butadiene Rubber) oppure, meno comunemente, da materiali elastomerici vergini derivati dal riciclo di altri manufatti, spesso costituiti da EPDM (Ethylene Propylene Diene Monomer).

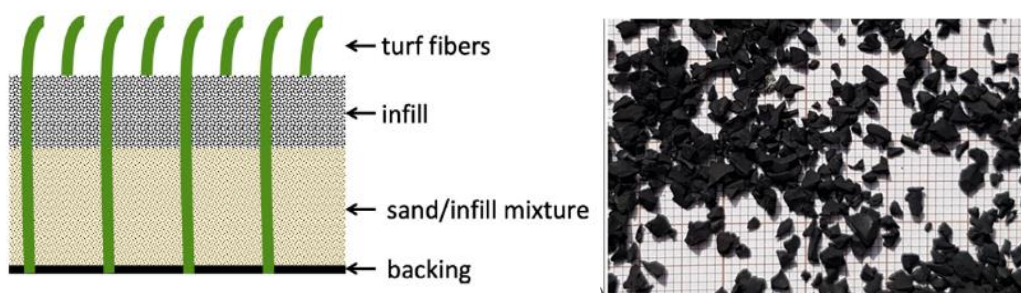


Fig. 1.6: a) rappresentazione schematica della struttura di un campo in erba sintetica, con evidenza dello strato di intaso (infill) contenente granuli elastomerici (Zuccaro et al., 2024); b) Granuli elastomerici prelevati da campi sportivi in erba sintetica, fotografati su carta millimetrica (Bylina et al., 2022).

La dispersione nell'ambiente può avvenire attraverso il trasporto meccanico associato all'uso e alla manutenzione degli impianti, il dilavamento superficiale in seguito a eventi meteorici e la dispersione eolica, con successivo trasferimento verso i corpi idrici superficiali e, potenzialmente, ad ambienti marini (ECHA, 2019; Zuccaro et al., 2022). Dal punto di vista chimico ed ecotossicologico, una parte consistente della letteratura si è concentrata sui granuli derivati da pneumatici fuori uso, noti come

crumb rubber, poiché rappresentato una delle tipologie di intaso più diffuse e possono contenere diverse sostanze di interesse tossicologico, tra cui idrocarburi policiclici aromatici (IPA), metalli pesanti e prodotti di degradazione degli pneumatici. Particolarmente rilevante è la presenza di 6PPD-quinone, prodotto di trasformazione del 6PPD, un antiossidante comunemente impiegato nella produzione di pneumatici, al quale sono stati associati effetti tossici acuti su organismi acquatici, in particolare alcuni salmonidi (Tian et al., 2021). I granuli di EPDM sia vergini che riciclati, sono stati oggetto di un numero più limitato di studi, che hanno comunque evidenziato il possibile rilascio di sostanze potenzialmente tossiche e di particelle generate dai processi di usura e frammentazione (Hua et al., 2024).

L'immissione sul mercato di microplastiche intenzionalmente addizionate a prodotti è stata regolamentata dall'Unione Europea con il **Regolamento 2023/2055**, entrato in vigore il **17 ottobre 2023**, come modifica all'Allegato XVII del Regolamento REACH (CE) n. 1907/2006. Il regolamento introduce restrizioni all'immissione sul mercato di microparticelle di polimeri sintetici, commercializzate come tali o intenzionalmente aggiunte a miscele e prodotti, con l'obiettivo di prevenire il rilascio nell'ambiente di circa 500.000 tonnellate di microplastiche nell'arco di vent'anni (Commissione Europea, 2023). I prodotti interessati comprendono cosmetici, detergenti, glitter, fertilizzanti a rilascio controllato, prodotti fitosanitari e granuli elastomerici utilizzati come materiale da intaso per superfici sportive artificiali, per i quali è previsto un periodo transitorio di otto anni. Tuttavia, il regolamento non affronta direttamente il problema delle microplastiche secondarie generate dalla frammentazione di oggetti plastici, dall'abrasione di pneumatici o dal lavaggio di tessuti sintetici, che rappresentano la quota predominante delle emissioni totali nell'ambiente (Commissione Europea, 2023).

1.2.1.2 MICROPLASTICHE SECONDARIE

Le **microplastiche secondarie** derivano dalla frammentazione e dalla degradazione di oggetti plastici di dimensioni maggiori (Andrady, 2011a). I principali processi responsabili della loro formazione includono la foto-ossidazione indotta dai raggi UV, l'abrasione meccanica, l'azione delle onde e la degradazione chimica. Tra le tipologie più diffuse rientrano i frammenti derivanti dalla degradazione di imballaggi, bottiglie e attrezzature da pesca, nonché particelle generate dall'usura di pneumatici e vernici, che possono essere trasportate nei sistemi acquatici attraverso il dilavamento urbano (Wagner et al., 2018).

1.2.2 LE MICROFIBRE

Le microfibre rappresentano una componente significativa dell'inquinamento da microplastiche, in particolare per la loro diffusione, persistenza e complessità analitica. Possono essere definite come particelle di forma fibrosa e dimensioni micrometriche, sebbene non esista ancora un consenso univoco su una definizione capace di racchiudere tutte le loro caratteristiche rilevanti (Liu et al., 2019). In base all'origine, le microfibre possono essere distinte in: fibre sintetiche, come poliestere, nylon e acrilico, fibre artificiali cellulosiche, come rayon e viscosa, e, fibre naturali, come cotone, lana e lino. Non tutte le microfibre possono tuttavia essere classificate come microplastiche: in senso stretto tale categoria comprende le fibre costituite da polimeri sintetici, mentre le fibre cellulosiche artificiali e naturali vengono generalmente considerate separatamente. Secondo la classificazione adottata in questo lavoro, le microfibre sintetiche sono considerate microplastiche secondarie, poiché derivano principalmente dalla frammentazione e dall'usura di materiali tessili durante la produzione, l'uso, il lavaggio e lo smaltimento (Browne et al., 2011; Henry et al., 2019). Anche le fibre artificiali cellulosiche e naturali, possono contribuire alla contaminazione ambientale qualora siano state trattate con additivi, coloranti o altri composti chimici impiegati nel corso dei processi produttivi tessili (Dris et al., 2016). Una delle principali vie di rilascio delle microfibre sintetiche è rappresentata dal lavaggio domestico dei tessuti, durante il quale le fibre vengono distaccate e convogliate nei sistemi di drenaggio, contribuendo al carico di particelle presenti negli effluenti urbani (Boucher & Friot, 2017; Mishra et al., 2019). È stato stimato che tale processo possa contribuire fino al 34,8% delle microplastiche primarie rilasciate negli oceani (Boucher & Friot, 2017). Ulteriori fonti includono l'usura dei capi durante l'utilizzo, le attività industriali, la degradazione di reti e corde e la dispersione atmosferica, che può favorirne il trasporto e la deposizione anche in ambienti remoti (Allen et al., 2019; Dris et al., 2016). Le microfibre possono essere ingerite da numerosi organismi acquatici, inclusi organismi planctonici, pesci e crostacei, con possibili effetti sulla nutrizione e sulla fisiologia (Frias et al., 2010; Lusher et al., 2013; Murray & Cowie, 2011). La loro morfologia filamentosa può inoltre favorire la ritenzione nei sistemi digestivi, l'aggregazione con altre particelle e accumulo nei sedimenti (I. Chubarenko et al., 2016; Ivar do Sul et al., 2014). Il loro rilevamento presenta infine specifiche difficoltà analitiche, dovute al diametro ridotto, della somiglianza tra fibre sintetiche, artificiali e naturali e all'elevato rischio di contaminazione aerea. È pertanto necessaria l'applicazione di protocolli rigorosi di prevenzione e controllo della contaminazione durante il campionamento e le analisi di laboratorio (Löder & Gerdt, 2015).

1.3 L'INQUINAMENTO DA PLASTICHE NELL'ECOSISTEMA SPIAGGIA

Le spiagge sono sistemi morfodinamici complessi costituiti da depositi sedimentari di varia origine e granulometria, organizzati in unità funzionali che comprendono il sistema dunale, la spiaggia emersa (backshore), la zona intertidale (foreshore) e la spiaggia sommersa (nearshore), il cui profilo varia in relazione all'energia ondosa, alla granulometria e ai processi di trasporto costiero (Short & Wright, 1983; Wentworth, 1922). In quanto ambienti di transizione tra terra e mare, le spiagge rappresentano nodi fondamentali nei processi di accumulo, trasferimento e dispersione del plastic litter. Come illustrato nella Figura 1.9, il trasporto dei detriti plastici avviene attraverso meccanismi differenziati a seconda della zona della spiaggia considerata: nella zona di surf e nella foreshore, la plastica viene mobilizzata e ridistribuita dal moto ondoso e dal flusso di risalita e riflusso (Prata et al., 2020; Rahman et al., 2020); nel backshore, il vento può trasportare i rifiuti leggeri verso il sistema dunale, dove la vegetazione favorisce l'intercettazione e il seppellimento dei materiali (Andriolo & Gonçalves, 2022).

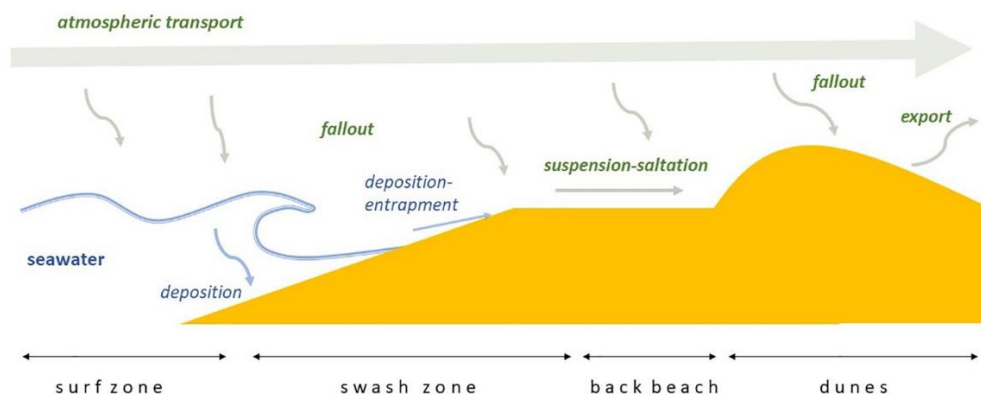


Figura 1.7: Schema del trasporto di microplastiche nel sistema spiaggia-duna (Anderson & Turner, 2024)

Le dune frontali fungono da serbatoio e sorgente secondaria di rifiuti costieri a lunga persistenza, che possono essere riesumati e reimmessi nell'ambiente marino in occasione di mareggiate o fenomeni erosivi (Turner et al., 2021). Il comportamento deposizionale delle microplastiche presenta analogie con quello dei sedimenti naturali; tuttavia, la relazione tra granulometria e abbondanza di microplastiche in ambiente costiero rimane oggetto di dibattito in letteratura, con risultati spesso contrastanti.

Alcuni studi hanno rilevato una maggiore ritenzione di microplastiche nei sedimenti a granulometria fine, suggerendo che le spiagge con sabbie fini possano essere più soggette ad accumulo superficiale di particelle plastiche per effetto della ridotta infiltrazione (Alomar et al., 2016; Waldschläger & Schüttrumpf, 2020). Altri lavori, invece, non hanno identificato correlazioni statisticamente significative tra granulometria e concentrazione di microplastiche (Browne et al., 2011; Godoy et al., 2020), evidenziando come i processi idrodinamici, la vicinanza alle sorgenti antropiche e la variabilità spaziale su piccola scala rappresentino i principali fattori determinanti nella distribuzione delle microplastiche lungo i profili di spiaggia. Tale incertezza sottolinea la necessità di considerare l'analisi granulometrica nei protocolli di monitoraggio, al fine di rendere comparabili i dati tra siti con caratteristiche sedimentarie differenti (Vermeiren et al., 2021).

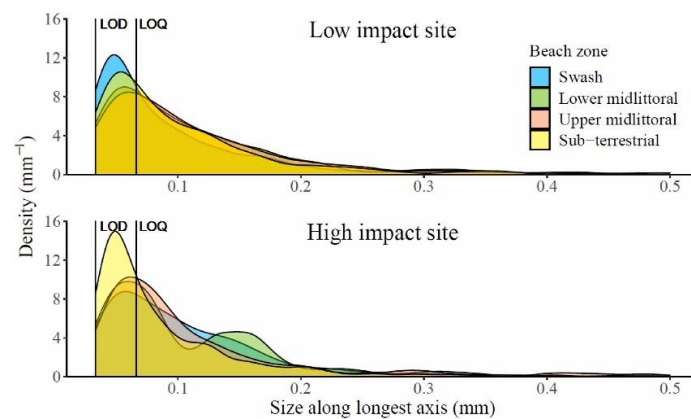


Figura 1.8: Distribuzione dimensionale delle microplastiche nelle diverse zone di spiaggia in un sito a basso impatto (in alto) e in un sito ad alto impatto antropico (in basso). LOD = limite di rilevabilità; LOQ = limite di quantificazione (Vermeiren et al., 2021)

Nelle spiagge sabbiose, dimensione e abbondanza delle particelle plastiche mostrano variazioni significative anche su piccola scala (Fig. 1.8), con gli strati più profondi del sedimento che tendono ad accumulare particelle di dimensioni più variabili rispetto alla superficie (Vermeiren et al., 2021). Il Mar Mediterraneo è identificato come una delle principali aree mondiali di accumulo di *marine litter* e uno dei bacini più colpiti dalla contaminazione da microplastiche (Alomar et al., 2016; Cózar et al., 2015). Alimentato da sorgenti di contaminazione sia terrestri sia marine, è inoltre caratterizzato da un regime microtidale, nel quale l'evoluzione dei profili costieri è fortemente influenzata dagli eventi meteomarinari più che dall'escursione di marea (Constant et al., 2019). I detriti plastici possono essere così trasportati verso la costa da correnti, vento e mareggiate e, in condizioni di alta energia, nuovamente rimobilizzati verso il sistema marino. Nelle spiagge del Mar Ligure e del Tirreno settentrionale, tali eventi determinano anche deposizioni massive di rifiuti spesso aggrovigliati con materiale organico spiaggiato (Menicagli et al., 2022).

Le spiagge liguri, area di studio del presente lavoro di tesi, sono prevalentemente configurate come *pocket beaches*, ossia spiagge di dimensioni ridotte, comprese tra due promontori che delimitano celle litorali indipendenti, caratterizzate da scarso trasporto longitudinale dei sedimenti (Corbau et al., 2023). Tale morfologia, combinata con le limitate riserve sedimentarie, l'elevato grado di artificializzazione, il regime microtidale e la pressione antropica derivante dall'intensa urbanizzazione costiera e dall'elevata frequentazione turistica, rende questi sistemi particolarmente vulnerabili alle pressioni idrodinamiche e può favorire l'intrappolamento del plastic litter trasportato da correnti e onde rispetto a spiagge aperte (Corbau et al., 2023; Defeo et al., 2009; Misic & Covazzi Harriague, 2013).

1.3.1 MONITORAGGIO E ANALISI DEL BEACH LITTER

Il monitoraggio del *marine litter* sulle spiagge rappresenta oggi uno degli strumenti principali per valutare lo stato di qualità degli ecosistemi costieri, poiché consente di ottenere informazioni sulla quantità, composizione e distribuzione dei rifiuti accumulati lungo il litorale. A livello internazionale ed europeo, numerosi programmi normativi hanno incluso il monitoraggio dei rifiuti marini nelle proprie strategie di tutela ambientale, tra cui la **Marine Strategy Framework Directive** istituita dalla Commissione Europea (MSFD 2008/56/EC) che utilizza quantità, tipologie e impatti ecologici dei rifiuti marini come elementi chiave per la valutazione del *Good Environmental Status* dei mari europei (Cole et al., 2015). Le linee guida elaborate nell'ambito della MSFD, insieme ai protocolli NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) e GESAMP raccomandano il monitoraggio dei rifiuti plastici in quattro compartimenti ambientali: lungo le coste, nelle acque superficiali, nei sedimenti marini e nel biota, sottolineando l'importanza di considerare anche le plastiche di piccole dimensioni. Tuttavia, mentre i protocolli per la quantificazione dei macro-rifiuti risultano ormai relativamente consolidati, l'analisi delle meso- e microplastiche presenta ancora una notevole eterogeneità metodologica, legata alla scelta dell'area di campionamento, alla profondità del sedimento prelevato, alle tecniche di estrazione e ai criteri di identificazione delle particelle. A ciò si aggiunge il rischio di contaminazione secondaria, particolarmente critico nel caso delle microfibre, che possono derivare da indumenti degli operatori, dall'aria ambiente o dai materiali di laboratorio, con il conseguente rischio di sovrastima delle concentrazioni rilevate (Hermsen et al., 2018). Per questo motivo, l'adozione di controlli in bianco, ambienti controllati e metodologie standardizzate è essenziale per garantire l'affidabilità dei dati e la comparabilità tra studi diversi. Al fine di favorire un'armonizzazione delle tecniche di campionamento e analisi, sono state elaborate linee guida specifiche, tra cui il *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas* (MSFD, 2013), lo

Standardised Protocol for Monitoring Microplastics in Sediments (J. Frias et al., 2018) e le *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean* (GESAMP, 2019).

1.3.1.1 Monitoraggio dei macrorifiuti

Per quanto concerne i macrorifiuti, i principali protocolli (OSPAR 2010; GESAMP 2019) prevedono una sezione di campionamento di almeno 100 m che comprenda l'intera larghezza della spiaggia, dalla linea di costa fino al limite superiore della spiaggia, caratterizzato da vegetazione o infrastrutture, spesso sede di accumuli significativi (Besley et al., 2017). All'interno di questa unità vengono raccolti tutti gli oggetti visibili. In spiagge molto piccole o altamente inquinate è possibile adottare transetti ridotti o considerare l'intera spiaggia come unità di campionamento (Wennek & Oosterbaan, 2010).

1.3.1.2 Monitoraggio delle meso- e delle microplastiche

La distribuzione delle microplastiche nei sedimenti costieri è estremamente variabile e dipende non solo dalle caratteristiche delle particelle, ma anche da fattori ambientali quali venti prevalenti, correnti litoranee e condizioni meteomarine, rendendo la scelta dell'area e della profondità di campionamento un elemento determinante per l'affidabilità dei risultati (Prata et al., 2019), anche la distribuzione delle mesoplastiche risulta influenzata dalle dinamiche idrodinamiche e dal grado di esposizione del sito, con abbondanze generalmente maggiori nella zona intertidale superiore e nel backshore rispetto alla swash zone (Besley et al., 2017). Le indagini condotte in linea con le raccomandazioni MSFD e NOAA concentrano spesso il campionamento nella zona intertidale, considerata la più rappresentativa per ricostruire le dinamiche di accumulo e trasporto delle microplastiche grazie al continuo scambio tra sedimento e colonna d'acqua (Leads et al., 2023; Liang et al., 2024; Paradinas et al., 2021). In altri casi, soprattutto in contesti geomorfologici complessi viene esaminata l'intera estensione della spiaggia, includendo anche la zona sopra-litorale, che può fungere da un importante bacino di accumulo (Asakura, 2024; Besley et al., 2017). Poiché le spiagge sono sistemi dinamici soggetti a rapide modificazioni del profilo e della linea di marea, le campagne di monitoraggio dovrebbero essere idealmente effettuate con cadenza stagionale per cogliere la variabilità temporale. La quantificazione spaziale avviene tipicamente mediante transetti, lungo i quali il sedimento viene prelevato all'interno di quadrati di dimensioni standardizzate (30×30 cm o 50×50 cm). I quadrati possono essere posizionati lungo transetti paralleli o perpendicolari alla linea di costa, con distanze da 10 a 20 metri fra i punti di campionamento e un numero minimo di tre repliche per transetto (Besley et al., 2017; Hidalgo-Ruz et al., 2012; MSFD, 2013). I primi 5 cm di sedimento sono generalmente considerati lo strato più rappresentativo, sebbene in alcuni casi si estenda la profondità fino a 10–15

cm per individuare particelle sepolte in seguito a eventi estremi (J. Frias et al., 2018). Successivamente al campionamento, i sedimenti vengono sottoposti a procedure finalizzate all'isolamento delle particelle plastiche dalla matrice minerale e organica. Una prima fase prevede generalmente l'essiccazione e la setacciatura mediante maglie standardizzate, utili a separare le diverse classi dimensionali, distinguendo, ad esempio, le mesoplastiche dalle microplastiche mediante la soglia dei 5 mm (Prata et al., 2019).

1.3.1.3 Estrazione delle microplastiche dai sedimenti

Per isolare le microplastiche, la setacciatura è spesso integrata con tecniche di separazione per densità, basate sull'impiego di soluzioni ipersaline. Queste procedure sfruttano la minore densità dei polimeri plastici rispetto ai sedimenti minerali, permettendo alle microplastiche di flottare e di essere quindi raccolte per la successiva analisi (Besley et al., 2017). Soluzioni a base di cloruro di sodio (Thompson et al., 2004) sono frequentemente utilizzate perché economiche, facili da maneggiare e prive di rischi ambientali (Masura et al., 2015; MSFD, 2013). Tuttavia tali soluzioni possono risultare meno efficienti nell'estrarre microplastiche con densità superiore a 1,20 g/ml (Imhof et al., 2012). Sono state pertanto proposte soluzioni a densità maggiore, quali il cloruro di zinco (ZnCl_2) (Liebezeit & Dubaish, 2012) e lo ioduro di sodio (NaI) (Van Cauwenberghe et al., 2013), sebbene caratterizzate da maggiori costi o criticità di gestione. Quest'ultimo si è dimostrato particolarmente efficace: può essere riciclato con una perdita di massa del sale pari a circa il 4,8%, senza riduzione della densità, e consente di preparare soluzioni a 1,80 g/ml, teoricamente idonee all'estrazione di polimeri che rappresentavano il 93–98% delle plastiche prodotte in Europa nel 2014 (Kedzierski et al., 2017).

1.3.1.4 Caratterizzazione chimica: spettroscopia FTIR e μ -FTIR

Le particelle estratte vengono generalmente sottoposte a caratterizzazione morfologica mediante microscopia ottica e successivamente analizzate mediante spettroscopia infrarossa in trasformata di Fourier (FTIR). Tale tecnica si basa sull'interazione tra radiazione infrarossa e le molecole del campione: l'assorbimento selettivo dell'energia provoca l'eccitazione delle vibrazioni atomiche, generando uno spettro di assorbimento caratteristico della composizione chimica del materiale (Agnes et al., 2022). Poiché ciascun legame chimico assorbe radiazione infrarossa a specifiche lunghezze d'onda, lo spettro ottenuto riflette la natura dei gruppi funzionali presenti e dell'intorno chimico in cui si trovano, permettendo l'identificazione del polimero analizzato.

Lo spettro viene interpretato mediante l'analisi dei picchi relativi ai gruppi funzionali, localizzati nella regione 4000–1250 cm^{-1} , e della cosiddetta regione di *fingerprinting* (600–1500 cm^{-1}), specifica e unica per ciascun polimero (Nandiyanto et al., 2019). Lo spettro ottenuto viene poi confrontato con librerie di riferimento. La caratterizzazione polimerica riveste particolare importanza in quanto i diversi polimeri presentano proprietà fisiche distinte, che ne influenzano la distribuzione nei comparti ambientali, nonché differenti potenziali tossicologici.

Sono disponibili diverse modalità di acquisizione dello spettro FTIR:

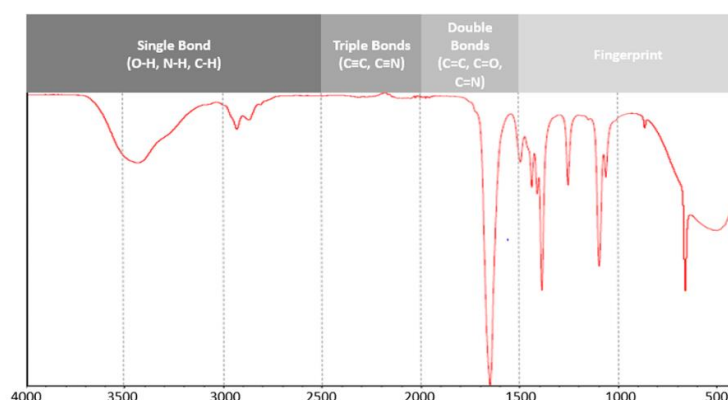


Figura 1.9: regioni dello spettro medio infrarosso (Nandiyanto, 2019).

- **Trasmissione:** la radiazione infrarossa attraversa il campione e viene assorbita selettivamente. Questa modalità viene generalmente impiegata per le microplastiche estratte da campioni acquosi, filtrate su appositi filtri ANODISC in ossido di alluminio, trasparenti alla radiazione IR e privi di segnale proprio, così da ottenere una risposta spettrale attribuibile esclusivamente alle particelle plastiche trattenute sul filtro (Rosso, 2018).
- **Riflessione:** la radiazione infrarossa non attraversa il campione ma viene riflessa dalla sua superficie. Questa modalità è impiegata principalmente per campioni ambientali spessi, assorbenti o opachi (Andrade et al., 2020; Rathore et al., 2023).
- **Riflessione totale attenuata (ATR):** in questa modalità, la radiazione infrarossa viene convogliata attraverso un cristallo posto a contatto diretto con la superficie del campione. Quando il fascio raggiunge l'interfaccia tra il cristallo e il campione con un angolo sufficientemente elevato, si verifica la riflessione interna totale: la luce non attraversa il campione, ma si estende per pochi micrometri all'interno del campione stesso, interagendo con il materiale. Questa interazione produce uno spettro di assorbimento caratteristico della composizione chimica del campione analizzato (Khoshhesab, 2012; Nandiyanto et al., 2019).

Il μ -FTIR rappresenta un'evoluzione dello strumento FTIR, che integra la spettroscopia infrarossa con la microscopia. Si tratta di una tecnica non distruttiva e riproducibile (Corami et al., 2020), capace di acquisire segnali IR ad alta risoluzione spaziale (con dimensione del fascio fino a 5 μ m) e pertanto adatta alla caratterizzazione di campioni complessi (Chen et al., 2015). Lo strumento è dotato di un cristallo retrattile controllato da motori piezoelettrici ad alta precisione, integrato nell'obiettivo, che consente la misurazione puntuale in corrispondenza della particella in analisi.

1.3.2 IL RUOLO DELLA *Posidonia oceanica* NELL'ACCUMULO DEL PLASTIC LITTER

La *Posidonia oceanica* è una fanerogama marina endemica del Mediterraneo, capace di formare praterie strutturalmente complesse tra 0 e 45 m di profondità (Marbà et al., 2014). Tali praterie svolgono un ruolo ecologico di primaria importanza: stabilizzano i sedimenti, proteggono le coste dall'erosione e sostengono la biodiversità marina, fungendo da habitat di nursery per oltre 80 specie ittiche e per numerosi molluschi, crostacei e invertebrati bentonici (Francour, 1997; Rigatou et al., 2025). Rizomi e foglie incrementano la superficie disponibile per le specie sessili e offrono riparo alle specie mobili (Barbier et al., 2011), mentre attraverso la fotosintesi la pianta fissa grandi quantità di carbonio organico immagazzinato nei tessuti e nei sedimenti sottostanti, dove può persistere per secoli, contribuendo alla regolazione del ciclo del carbonio marino (*blue carbon sink*) (Duarte et al., 2010). Tra le proprietà idrodinamiche della prateria, particolarmente rilevante è la capacità di ridurre la velocità di flusso al suo interno, aumentando il tasso di sedimentazione delle particelle in sospensione fino a 2–6 volte rispetto ai fondali privi di vegetazione (Hendriks et al., 2008) e favorendo l'accumulo di materiale particolato di varia natura. È proprio questa proprietà di intercettazione e ritenzione che ha portato a indagare il ruolo delle praterie di *P. oceanica* come potenziale sink di plastic litter nei sistemi costieri.

1.3.2.1 Interazione tra *P. oceanica* e plastic litter

I detriti plastici trasportati verso la fascia costiera possono essere intercettati dalle praterie di fanerogame marine. Studi condotti in vasche a flusso controllato (*flume experiments*) hanno dimostrato che le praterie di *P. oceanica* riducono significativamente la velocità della corrente e favoriscono la deposizione di particelle sospese attraverso collisioni dirette con le foglie, con la conseguente perdita di particelle dalla colonna d'acqua di un ordine di grandezza superiore rispetto ai fondali nudi (Hendriks et al., 2008). Questo meccanismo fisico è stato successivamente esteso alle microplastiche in studi condotti su altre fanerogame marine: de los Santos et al. (2021), utilizzando

Zostera marina come specie modello, hanno dimostrato che le microplastiche vengono ritenute nelle praterie e non nei fondali sabbiosi nudi, con efficienza di ritenzione crescente all'aumentare della densità dei germogli e della densità del polimero (de los Santos et al., 2021); de Smit et al. (2021), impiegando un canale di campo generatore di corrente (*TiDyFLOW*) su habitat a fanerogame, macroalghe e coralli, hanno confermato che i sistemi vegetati costieri intrappolano preferenzialmente le microplastiche (de Smit et al., 2021). Evidenze specifiche per *P. oceanica* derivano dagli studi , condotti su foglie e rizomi che confermano questa capacità di intercettazione. Rigatou et al. (2025), adottando un approccio olistico su praterie greche dell'Egeo, hanno riscontrando che i rizomi accumulano più del doppio delle microplastiche rispetto alle foglie ($0,2 \pm 0,41$ particelle/rizoma vs. $0,08 \pm 0,28$ particelle/foglia), evidenziando come la concentrazione complessiva aumenta significativamente se si considera la struttura multidimensionale della prateria.

I detriti plastici intercettati dalle praterie di fanerogame e alghe possono essere successivamente trasportati verso riva dalle correnti superficiali e dal moto ondoso e progressivamente accumulati lungo la fascia costiera (Sanchez-Vidal et al., 2021). I depositi spiaggiati di *P. oceanica*, le **banquette**, rappresentano quindi un ulteriore ambiente di accumulo, in cui plastica e detrito vegetale coesistono in stretta associazione, e sono stati proposti come potenziali bioindicatori dell'inquinamento da plastica negli ecosistemi costieri. Afeniforo et al. (2025) hanno per la prima volta quantificato e descritto la plastica intercettata dalle banquette su tre spiagge maltesi (Qalet Marku, Xemxija e Ramla tal-Qortin), identificando complessivamente 1.913 oggetti plastici e registrando densità fino a oltre 102 oggetti per metro quadrato nel sito caratterizzato dalla maggiore pressione antropica (Afeniforo et al., 2025). La matrice lignocellulosa del detrito fogliare, composta da cellulosa, emicellulosa e lignina, favorisce attivamente la ritenzione dei contaminanti (Sghaier et al., 2025). Sghaier et al. (2025) analizzando sette siti della costa tunisina (da Biserta all'arcipelago delle Kerkennah fino a Djerba) hanno rilevato microplastiche in tutti i campioni di banquette esaminati, sottolineando come questi depositi possano consentire di ricostruire, i pattern spaziali e temporali di contaminazione lungo il litorale. Hassen et al. (2024), analizzando campioni di banquette raccolti nel Golfo di Gabès hanno individuato prevalentemente pellet, filamenti e frammenti polimerici con le morfologie più frequenti, con polietilene e polistirene tra i materiali più comuni, confermando come questi depositi spiaggiati possano costituire uno strumento efficace per il monitoraggio della contaminazione plastica in ambiente costiero.

All'interno delle banquette, un ruolo di particolare rilievo è svolto dalle **egagropile**, sfere fibrose che si formano dall'intreccio dei residui fogliari sotto l'azione delle correnti, capaci di intrappolare fisicamente i detriti plastici nella loro struttura fibrosa (Fig. 1.12). Sanchez-Vidal et al. (2021) hanno

dimostrato che questi aggregati naturali avvolgono i detriti plastici in una struttura protettiva che ne limita l'esposizione alle radiazioni ultraviolette e all'abrasione meccanica, rallentando i processi di frammentazione e, di conseguenza, il rilascio di microplastiche nell'ambiente, stimando che le egagropile potrebbero trattenere fino a 867 milioni di frammenti plastici per anno lungo le coste mediterranee, con densità fino a 1.470 particelle per chilogrammo di fibra vegetale. Menegoni & Pietrelli (2026) valutando le egagropile lungo le coste laziali come potenziali indicatori di contaminazione plastica locale, hanno rilevato materiale plastico nel 34,9% delle 1.300 sfere esaminate, con una media di 3,1 oggetti per egagropila, osservando come la variabilità tra siti riflettesse le diverse pressioni antropiche locali. Se, da un lato, banquette ed egagropile svolgono una funzione di intercettazione, dall'altro i materiali plastici trattenuti lungo il litorale sono esposti a processi di degradazione fotoossidativa e frammentazione progressiva, con il rischio che le particelle così formate vengano reimmesse in mare dalle onde di risalita e trasportate verso il largo (Hinata et al., 2017). A ciò si aggiunge una preoccupazione di ecologica: i depositi di detrito fogliare ospitano comunità detritivore di invertebrati intensamente predati da specie ittiche (Barbier et al., 2011) e studi condotti su queste comunità hanno rilevato fibre artificiali nei contenuti intestinali del 27,6% degli individui appartenenti alle nove specie dominanti (Remy et al., 2015), evidenziando un potenziale rischio di esposizione per la fauna detritivora e di trasferimento dei contaminanti lungo le reti trofiche costiere.

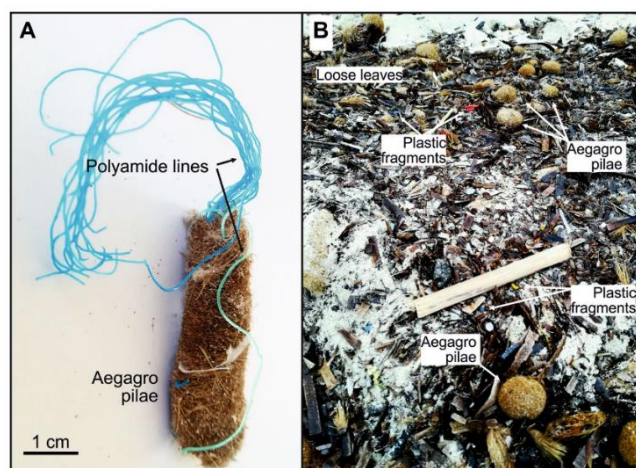


Figura 1.10: A) Egagropila di *P. oceanica* con fili di poliammide intrecciati nella matrice fibrosa; B) deposito spiaggiato (banquette) con egagropile, foglie sciolte e frammenti plastici (Sanchez-Vidal et al., 2021)

2. SCOPO DELLA TESI

Il presente lavoro di tesi si inserisce nell'ambito del progetto **SUNRISE** ("*Le soluzioni basate sulla natura per la conservazione della biodiversità marina e lo sviluppo sostenibile in Mar Ligure*"), promosso dalla Fondazione Compagnia di San Paolo nell'ambito del Bando Simbiosi. Il progetto, coordinato dal Genova Marine Centre (GMC) della Stazione Zoologica Anton Dohrn, coinvolge un partenariato multidisciplinare, di cui fa parte il CNR-IAS, presso il quale è stato svolto questo lavoro di tesi. Il progetto è finalizzato alla conservazione dell'ecosistema spiaggia e degli habitat costieri, con particolare attenzione al ruolo del detrito naturale di *P. oceanica* e al monitoraggio dell'inquinamento da plastica, integrando attività di ricerca scientifica, raccolta dati e coinvolgimento attivo dei cittadini.

Nell'ambito di questo progetto, la presente tesi contribuisce a fornire dati quantitativi e qualitativi sull'inquinamento da plastica nelle spiagge urbane genovesi, con particolare attenzione al ruolo del detrito spiaggato di *P. oceanica* nell'ecosistema costiero ligure. In tale contesto, il presente studio ha come obiettivo la quantificazione e la caratterizzazione delle microplastiche non fibrose e delle mesoplastiche presenti nei sedimenti nelle spiagge urbane di Sturla e Sette Nasi, nel litorale genovese. Le microfibre sono state invece considerate nell'ambito di un'analisi qualitativa.

I campionamenti sono stati condotti attraverso quattro campagne distribuite su due annualità consecutive (aprile 2024, novembre 2024, aprile 2025 e ottobre 2025). Attraverso un approccio metodologico integrato, sono state quantificate le μ - e mesoplastiche presenti nei sedimenti delle due spiagge e le particelle isolate sono state **caratterizzate morfologicamente e chimicamente**. È stata inoltre **valutata la possibile influenza del detrito spiaggato di *P. oceanica*** sull'accumulo del materiale plastico nei sedimenti.

Il lavoro mira dunque a fornire un contributo alle attività di monitoraggio ambientale condotte nell'ambito di SUNRISE, ampliando le conoscenze sull'entità e la tipologia dell'inquinamento da plastica negli ambienti costieri urbani del Mal Ligure.

3. MATERIALI E METODI

In questo capitolo vengono descritte in modo dettagliato le metodologie adottate nel presente lavoro di tesi, con l'obiettivo di garantire la piena riproducibilità del lavoro svolto. In particolare, sono riportati i criteri di selezione delle aree di studio, le modalità di campionamento del sedimento e del detrito di origine naturale ed antropica, nonché le procedure di analisi dei campioni svolte in laboratorio. Quest'ultime hanno previsto le fasi di pretrattamento dei campioni, estrazione e l'analisi quantitativa e qualitativa delle diverse classi dimensionali delle particelle estratte dai campioni processati. Sono inoltre riportate le caratteristiche operative degli strumenti impiegati e descritti i criteri interpretativi adottati per il riconoscimento dei polimeri, al fine di rendere chiare e verificabili le scelte analitiche effettuate.

3.1 AREA DI STUDIO

In questo progetto di tesi sono state prese in esame due spiagge urbane lungo la costa Genovese: la spiaggia di Sturla ($44^{\circ}23'30.66\text{ N} - 08^{\circ}59'3.07\text{ E}$) e la spiaggia dello stabilimento balneare Sette Nasi ($44.3855^{\circ}\text{N}-5.0086^{\circ}\text{E}$) situata in località Quarto. Entrambe, come la maggior parte delle spiagge liguri di questa riviera, si trovano all'interno di una piccola baia delimitata da due promontori e possono essere classificate come *pocket beach* “spiagge tasca”, secondo le loro caratteristiche morfologiche (Carpi et al., 2021). La spiaggia di Sturla (Figura 3.1) è lunga nel suo complesso circa 300 m ed è delimitata all'estremità orientale da una scogliera artificiale, in prossimità della quale è presente anche un impianto di trattamento delle acque reflue. La spiaggia, che è larga circa 20 m al suo massimo e si trova all'interno dei confini della città di Genova, è attraversata dalla foce di un piccolo torrente, il torrente Sturla (Misic et al., 2011). Verso terra, la spiaggia è delimitata da manufatti antropici, tra cui strutture ricreative e sedi di associazioni di pesca che costituiscono il fronte più urbanizzato.

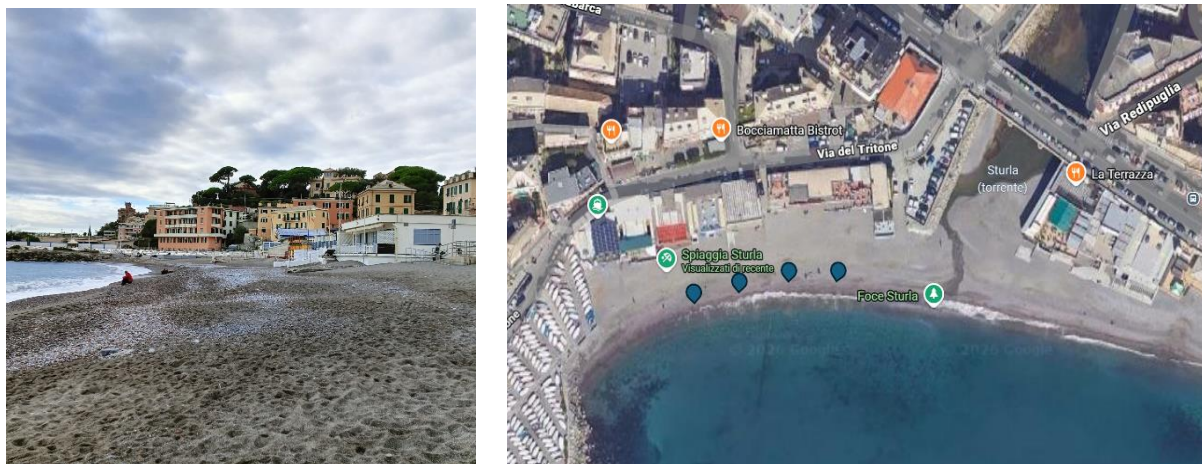


Figura 3.1: Spiaggia di Sturla, a destra immagine presa da Google Maps (evidenziati i punti di campionamento).

La spiaggia di Sette Nasi si trova nel quartiere di Quarto dei Mille, tra la spiaggia di Priaruggia a ponente e il depuratore di Quinto a levante, in un settore di costa caratterizzato dalla presenza di piccoli stabilimenti balneari che si sviluppano lungo un litorale originariamente roccioso, spesso associati a interventi di modificazione antropica della costa, quali la realizzazione di strutture frangiflutti e l'apporto artificiale di sedimento. A differenza della spiaggia di Sturla, la spiaggia dei Sette Nasi presenta una configurazione morfologica più chiusa, a conca, delimitata lateralmente da strutture frangiflutti in massi ciclopici. Tali opere sono, soluzioni costruttive diffuse lungo l'intero litorale di Quarto e svolgono una funzione di protezione delle spiagge artificiali dall'azione erosiva del moto ondoso. Dal punto di vista morfologico, le due spiagge mostrano delle differenze. La spiaggia di Sturla presenta una configurazione più aperta e una maggior estensione longitudinale, mentre la spiaggia dei Sette Nasi è caratterizzata da dimensioni più ridotte, un profilo generalmente più pendente e da una maggior presenza di materiale grossolano e ciottoli, soprattutto nella porzione superiore della spiaggia.



Figura 3.2: Spiaggia di Sette Nasi, a destra immagine presa da Google Maps (evidenziati i punti di campionamento).

Verso terra, anche la spiaggia dei Sette Nasi è delimitata da manufatti antropici che fanno parte dello stabilimento balneare: edifici, terrazze e muri in cemento costituiscono il confine fisico tra il litorale e l'entroterra urbanizzato. Tale configurazione è comune a quasi tutti gli stabilimenti balneari del litorale di Quarto, dove l'insediamento urbano spinge fino alla battigia, con scarsa o nulla presenza di una retroduna o di una fascia di vegetazione costiera naturale.

3.2 CAMPIONAMENTO

Nel presente studio è stato adottato un protocollo di campionamento sviluppato sulla base delle linee guida internazionali fornite nell'ambito della *Marine Strategy Framework Directive* (Marine Strategy Framework Directive, 2010) e del documento GESAMP (2019), opportunamente adattate alle caratteristiche geomorfologiche delle spiagge indagate. Sebbene tali protocolli raccomandino il campionamento dell'intera larghezza della spiaggia, includendo più linee di deposito, tale approccio non è risultato pienamente applicabile nel contesto dei siti considerati, caratterizzati da una ridotta estensione trasversale. Inoltre, nel caso della spiaggia dei Sette Nasi, il campionamento della seconda linea di deposito non è stato praticabile a causa della presenza, nella porzione superiore della spiaggia di ciottoli di grandi dimensioni e massi. In accordo con quanto suggerito in letteratura per spiagge di ridotte dimensioni (Besley et al., 2017; Wootton et al., 2025) il campionamento è stato pertanto concentrato unicamente sulla prima linea di deposito. Le attività di campionamento sono state articolate in quattro campagne (aprile e novembre 2024, aprile e ottobre 2025). Il campionamento è stato eseguito mediante quadrati in PVC di dimensioni 50×50 cm (Sparks, 2024) posizionati lungo un unico transetto lineare parallelo alla linea di costa, in corrispondenza della prima linea di deposito. In ciascuna spiaggia sono state effettuate sei repliche. All'interno di ogni quadrato è stato prelevato

il materiale superficiale, costituito da sedimento e, ove presente detrito vegetale (*P. oceanica*) fino a una profondità di 5 cm. Il prelievo è stato effettuato, utilizzando un cucchiaino e un righello metallico. I campioni sono stati quindi riposti in vaschette di alluminio etichettate e trasportati in laboratorio.

3.3 ANALISI DI LABORATORIO

Nel presente capitolo sono descritte le analisi di laboratorio condotte sui campioni prelevati, finalizzate alla quantificazione e alla caratterizzazione delle particelle plastiche in essi contenute. Il protocollo analitico è stato articolato in diverse fasi operative, comprendenti l'essiccazione dei campioni, la setacciatura, la separazione per densità e la successiva identificazione e classificazione delle particelle rinvenute.

1.3.1. ESSICCAZIONE

Poiché i campioni prelevati in campo presentavano un contenuto di umidità variabile, la fase di essiccazione è risultata necessaria per ottenere misurazioni comparabili tra campioni diversi e per consentire una corretta stima della componente vegetale eventualmente presente. I campioni sono stati riposti in stufa a 50°C fino a completa secchezza al fine di eliminare il contenuto d'acqua (Grini et al., 2022). Tale passaggio è risultato fondamentale per l'espressione dei risultati in termini normalizzati, consentendo di rapportare il numero di particelle plastiche alla massa secca del sedimento, espresso in kg e permettendo quindi, il confronto tra campioni di peso differente. Una volta completato il processo di essiccazione, ogni campione è stato pesato utilizzando rispettivamente una bilancia analitica Mettler PC 4400 Delta Range con sensibilità 0,01 g.

1.3.2. SETACCIATURA

La setacciatura è stata eseguita utilizzando setacci in acciaio inox (Figura 3.1) dotati di diverse maglie (5 mm, 4 mm, 2 mm, 1 mm e 0,5 mm).



Figura 3.3: Setacci in acciaio INOX con le varie maglie

La fase di setacciatura è stata condotta con tre obiettivi principali: (i) separare il sedimento in due frazioni dimensionali (>5 mm e <5 mm), (ii) effettuare la caratterizzazione granulometrica del sedimento e (iii) isolare e quantificare l'eventuale detrito di *P. oceanica*. In particolare, una prima separazione del sedimento, effettuata mediante setaccio a maglia 5 mm ha permesso di ottenere due frazioni: quella con dimensioni superiori a 5 mm, destinata all'estrazione delle mesoplastiche, e quella inferiore a 5 mm, utilizzata per l'estrazione delle microplastiche. L'estrazione delle mesoplastiche è stata condotta mediante analisi visiva del materiale, mentre per l'analisi delle microplastiche è stata applicata la tecnica di separazione per densità, descritta nel dettaglio nel paragrafo successivo.

Parallelamente, su ciascun campione è stata eseguita un'analisi granulometrica del sedimento che è stato suddiviso nelle seguenti frazioni dimensionali: >5–4 mm, 4–2 mm, 2–1 mm e <0,5 mm. Per ciascuna classe è stato determinato il peso e registrato in apposite tabelle. Questo parametro risulta rilevante in quanto può influenzare la quantità e le caratteristiche del detrito plastico presente nei campioni (I. P. Chubarenko et al., 2018).



Figura 3.2: Suddivisione granulometrica del sedimento

Durante la setacciatura è stato inoltre isolato l'eventuale detrito di *P. oceanica*, del quale è stato determinato il peso secco, così da verificare un possibile effetto della biomassa spiaggiata sull'abbondanza di plastiche.

1.3.3. SEPARAZIONE PER DENSITÀ

Per l'estrazione delle microplastiche dalla matrice sedimentaria è stata effettuata una separazione per densità mediante l'utilizzo di una soluzione satura di ioduro di sodio (NaI) su un sub-campione di circa 500g di sedimento, prelevato dalla frazione di <5mm. La soluzione di NaI è stata preparata sciogliendo il sale in acqua deionizzata su piastra magnetica fino a saturazione, o comunque fino al raggiungimento di una densità di 1.8 g/cm³. La densità della soluzione è stata verificata, prima di ogni estrazione, mediante densimetro. L'estrazione, condotta in un cilindro graduato da 1L, ha previsto una fase di miscelazione, durante la quale il sedimento è stato aggiunto gradualmente alla soluzione, mantenuta in agitazione con bacchetta di vetro, secondo un rapporto sedimento/soluzione di 1:2, seguita da una fase di decantazione.

La decantazione è stata effettuata al buio al fine di prevenire alterazioni delle proprietà della soluzione, in quanto lo ioduro di sodio è una sostanza instabile e sensibile alla fotossidazione, è pertanto necessario limitarne l'esposizione alla luce e all'ossigeno. La miscela è stata lasciata decantare fino alla completa sedimentazione del sedimento, confermata dalla limpidezza della fase liquida (Fig 3.3).



Figura 3.3: A partire da sinistra cilindro con sedimento e soluzione di ioduro di sodio, bicchiere di filtrazione e supporto poroso fissato da delle pinze, sotto la beuta per la filtrazione a vuoto

Terminata la fase di decantazione, la fase liquida sovrastante è stata sottoposta a filtrazione, mediante pompa a vuoto. Per la filtrazione sono stati utilizzati dei filtri in nitrocellulosa con porosità pari a 5 μm , posizionati su un supporto poroso appoggiato su una beuta da vuoto. Sopra al filtro è stato collocato il bicchiere di filtrazione, successivamente, la pompa è stata azionata e la filtrazione è stata avviata, al fine di favorire il trattenimento delle particelle presenti nella fase liquida. Una volta terminata la filtrazione, il filtro è stato riposto e conservato in una piastra Petri etichettata con il nome della spiaggia e la data di campionamento, successivamente sigillata con Parafilm. Prima dell'analisi, il campione è stato lasciato ad asciugare per 24h.

Successivamente, il filtro è stato sottoposto a sorting allo stereomicroscopio (Olympus SZX7, ingrandimenti 8 - 56x, Fig. 3.4). Durante il sorting allo stereomicroscopio, le potenziali microplastiche sono state classificate morfologicamente e prelevate dal filtro mediante pinzette ultrafini per la successiva analisi chimica.



Figura 3.4: stereomicroscopio Olympus SZX7.

1.3.4. CARATTERIZZAZIONE MORFOLOGICA

Su tutte le potenziali meso- e microplastiche isolate sono stati raccolti i dati morfologici e composizionali.

Nello specifico, ogni particella è stata classificata in base ai seguenti parametri:

- Forma, distinguendo tra: **fragment** (frammenti di plastica dura), **line** (frammenti di lenze, generalmente più rigidi e lisci rispetto alle fibre), **filament** (frammenti con morfologia allungata) **film** (pellicole), **pellet** (microplastiche primarie impiegate nella produzione industriale), **foam** (frammenti o palline di materiale espanso, come il polistirolo) e **fibre** (particelle filiformi sottili e flessibili);

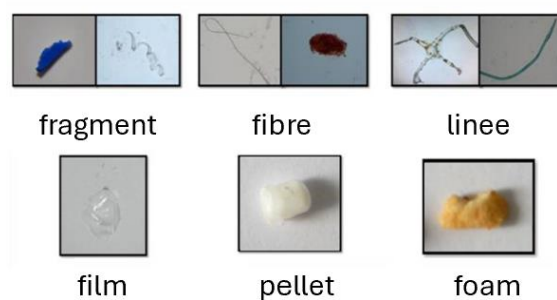


Figura 3.5: varie forme delle mesoplastiche e macroplastiche

- Dimensione, misurata mediante il calibro per le mesoplastiche e mediante software associato al microscopio per le microplastiche;
- Composizione chimica: determinata mediante spettroscopia FTIR, al fine di verificare la natura plastica del materiale e, in caso positivo, identificarne il polimero costituente.

1.3.5. CARATTERIZZAZIONE CHIMICA

La caratterizzazione chimica delle particelle plastiche isolate rappresenta una fase fondamentale per l'identificazione dei polimeri presenti nei campioni analizzati. Dopo le procedure di separazione e caratterizzazione morfologica descritte nei paragrafi precedenti, le particelle sono state sottoposte ad analisi spettroscopica al fine di determinarne la composizione polimerica. Per l'analisi delle particelle isolate nel presente lavoro sono stati utilizzati due diversi strumenti: per le mesoplastiche e le microplastiche di dimensioni superiori a 0.3 mm è stato impiegato uno spettroscopio FTIR, mentre per le microplastiche di dimensioni inferiori e per le fibre è stato utilizzato un μ -FTIR. Le particelle analizzate mediante FTIR sono state prelevate e analizzate direttamente, quelle destinate all'analisi μ -FTIR sono state trasferite su vetrino e fissate con una goccia d'acqua, al fine di facilitarne la manipolazione, la messa a fuoco e la successiva acquisizione dello spettro.

3.3.4.1 FTIR

Per l'analisi delle particelle di dimensioni superiori a 0.3 mm è stato impiegato uno spettrometro FTIR PerkinElmer (Fig. 3.6) dotato di cristallo ZnSe, in modalità ATR (Riflessione Totale Attenuata).

La tecnica ATR consente di analizzare direttamente particelle solide, senza necessità di una preparazione preliminare del campione.

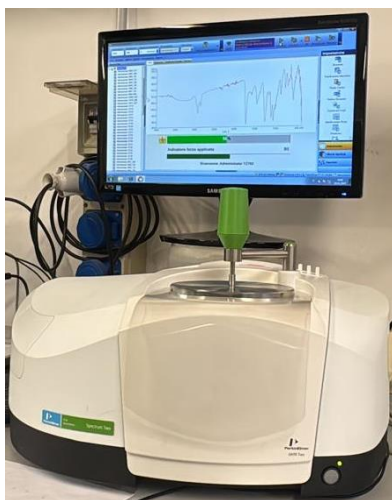


Figura 3.6: spettrometro FTIR

La procedura di analisi ha previsto il posizionamento manuale della singola particella a contatto con il cristallo, successivamente fissata mediante l'apposita manopola di pressione. È stata quindi applicata una pressione compresa tra il 70 e l'85%, al fine di garantire un adeguato contatto tra campione e cristallo e permettere alla radiazione infrarossa di interagire correttamente con il materiale analizzato. Successivamente è stata attivata la scansione. Per l'identificazione del polimero è stata adottata una soglia di similarità del 70%: i campioni che raggiungevano o superano tale valore sono stati attribuiti al polimero corrispondente. L'informazione così ottenuta è stata quindi registrata nella tabella di classificazione del campione.

3.3.4.2 μ - FTIR

Il μ -FTIR LUMOS II Bruker (Fig. 3.7) è uno strumento versatile, in grado di operare in modalità di trasmissione, riflessione e riflessione totale attenuata (ATR).

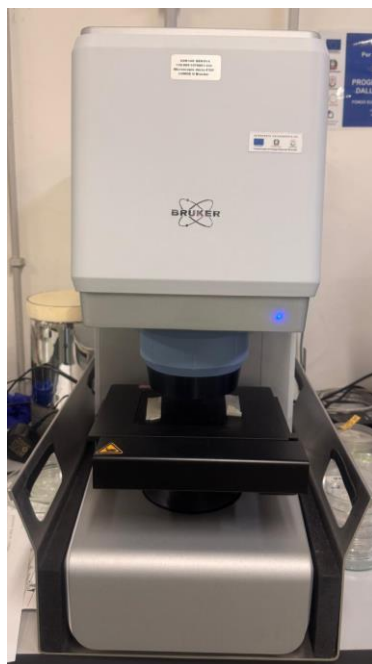


Figura 3.7: μ -FTIR LUMOS II Bruker

Le analisi chimiche dei campioni sono state condotte in modalità ATR. Il vetrino precedentemente preparato è stato posizionato sul supporto dello strumento, che ha consentito l'acquisizione preliminare di un'immagine del campione e la misurazione delle particelle analizzate. Successivamente, è stata selezionata l'area di analisi su cui focalizzare il fascio infrarosso ed è stata avviata la scansione strumentale.

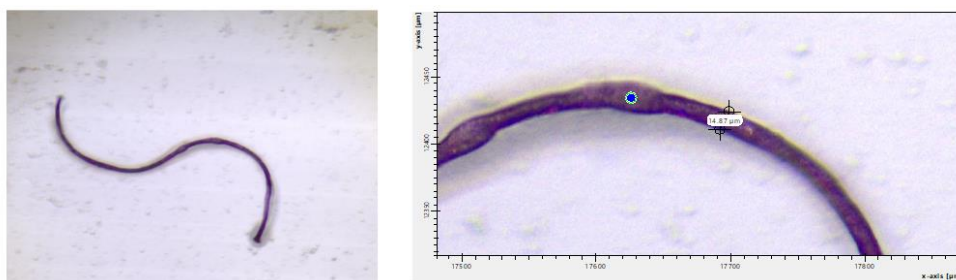


Figura 3.8: Esempio di immagine ottica sul vetrino con zoom sulla sezione analizzata con l'annotazione della misura del diametro e la lunghezza della fibra.

Lo strumento restituisce uno spettro di assorbimento della particella analizzata, che viene confrontato con le librerie spettrali di riferimento al fine di identificare il polimero costituente. L'identificazione del polimero è stata effettuata considerando sia il valore di corrispondenza restituito dal software sia la verifica visiva dello spettro, al fine di valutare la presenza di eventuali segnali interferenti. Ad esempio, l'analisi della particella riportata in Fig. 3.8 ha restituito lo spettro mostrato in Fig. 3.9, nel quale si osserva un picco di assorbimento caratteristico della banda del Polietilene tereftalato, (PET).

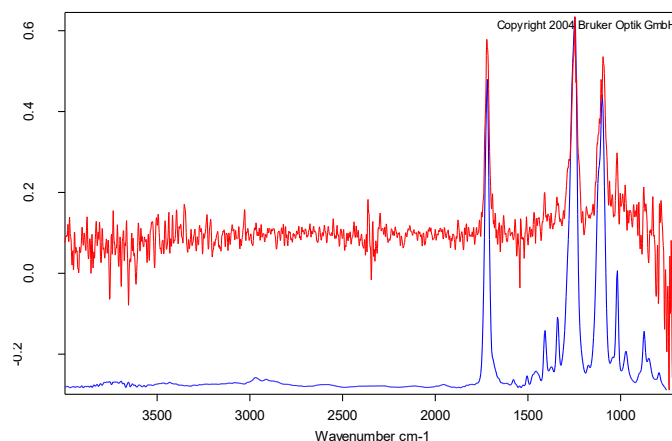


Figura 3.9: spettro FTIR con il riconoscimento del polimero tramite confronto in banca dati.

3.4 ANALISI DEI DATI

Per le microplastiche non fibrose e le mesoplastiche è stata valutata l'**abbondanza** delle particelle rinvenute nei sedimenti. Per le **mesoplastiche**, l'abbondanza è stata calcolata sul peso secco totale del campione ed espressa come MEPs/kg, mentre per le **microplastiche** la quantificazione è stata effettuata su un subcampione rappresentativo del sedimento raccolto, successivamente normalizzata per kg di peso secco e espressa come MPs/kg.

Per le **microfibre**, al fine di fornire un'informazione generale sulla loro composizione chimica, è stato selezionato un subcampione di fibre, che è stato sottoposto ad analisi mediante spettroscopia μ -FTIR. L'obiettivo di questa analisi era determinare, tra le fibre identificate, la proporzione di fibre di **origine naturale**, quali fibre cellulosiche o proteiche non classificabili come plastiche in senso stretto, e di fibre sintetiche, costituite da polimeri plastici.

Al fine di esplorare l'esistenza di eventuali associazioni tra la composizione **granulometrica** dei sedimenti e l'abbondanza di microplastiche e mesoplastiche, è stato calcolato il coefficiente di correlazione di Spearman. L'analisi ha considerato cinque classi granulometriche: ciottoli (> 4 mm), ghiaia (4–2 mm), sabbia molto grossolana (2–1 mm) (VC), sabbia grossolana (1–0.5 mm) (C) e sabbia media e fine (< 0.5 mm) (MF). Il coefficiente è stato calcolato separatamente per le due spiagge, utilizzando l'intero dataset relativo alle quattro campagne di campionamento.

Il coefficiente di correlazione di Spearman è stato inoltre utilizzato per valutare l'eventuale associazione tra il contenuto di **detrito di *Posidonia oceanica*** nei sedimenti e l'abbondanza di microplastiche e mesoplastiche. I dati di abbondanza sono stati trasformati in scala logaritmica ($\log_{10}$). L'analisi è stata condotta separatamente per le due spiagge, considerando complessivamente i dati raccolti nelle quattro campagne.

4. RISULTATI

Nel presente capitolo vengono riportati i risultati dell'analisi delle particelle estratte dai sedimenti campionati nelle due spiagge dei Sette Nasi (7N) e di Sturla (ST) nelle quattro campagne di campionamento. Per ciascun campione raccolto sono state riportate le abbondanze normalizzate per kg di sedimento, la composizione morfologica, la distribuzione delle classi dimensionali e la composizione polimerica delle particelle, distinte per microplastiche e mesoplastiche. Vengono inoltre riportati i risultati dell'analisi delle microfibre e l'elaborazione statistica dei dati relativi alla caratterizzazione della granulometria del sedimento e presenza di *P. oceanica*.

4.1 MICROPLASTICHE

Complessivamente nei quattro campionamenti, sono state isolate e analizzate 681 microplastiche: 332 nella spiaggia dei Sette Nasi e 349 a Sturla.

4.1.1 Abbondanza

La Tabella 4.1 riporta i valori di abbondanza media e le relative deviazioni standard per i due siti nei quattro periodi di campionamento. Nella spiaggia dei Sette Nasi i valori medi mostrano un incremento a partire da aprile 2024 fino ad aprile 2025, per poi diminuire ad ottobre 2025. Tuttavia, le deviazioni standard risultano particolarmente elevate sia ad aprile 2024 che ad aprile 2025, riflettendo la forte eterogeneità tra le stazioni campionate. A Sturla invece, si osserva un incremento progressivo nel corso del tempo, con i valori più elevati registrati ad ottobre 2025.

Tabella 4.1: Valori di abbondanze (media $\pm$ deviazione standard) di microplastiche rilevate nei due siti (Sette Nasi e Sturla) nei quattro campionamenti.

Campionamento	Sette Nasi	Sturla
apr-24	10,51 $\pm$ 24,37	6,50 $\pm$ 6,63
nov-24	15,99 $\pm$ 4,81	21,51 $\pm$ 12,89
apr-25	28,23 $\pm$ 50,20	24,30 $\pm$ 36
ott-25	12,27 $\pm$ 15,82	31,59 $\pm$ 19,53

SETTE NASI

Aprile 2024

Stazione	MP/Kg sediment
7N1	0.00
7N2	0.90
7N3	0.00
7N4	0.00
7N5	1.94
7N6	60.22

Aprile 2025

Stazione	MP/Kg sediment
7N1	1.39
7N2	7.85
7N3	4.74
7N4	11.70
7N5	13.40
7N6	130.32

Novembre 2024

Stazione	MP/Kg sediment
7N1	14.85
7N2	19.81
7N3	23.77
7N4	11.52
7N5	12.24
7N6	13.75

Ottobre 2025

Stazione	MP/Kg sediment
7N1	6.95
7N2	0.00
7N3	0.46
7N4	4.28
7N5	10.34
7N6	32.17

35

In Figura 4.2 sono riportati i valori di abbondanza delle microplastiche per stazione e data di campionamento nella spiaggia di Sturla. La stazione ST1 registra i valori più elevati in tutti i campionamenti, fatta eccezione per aprile 2024.

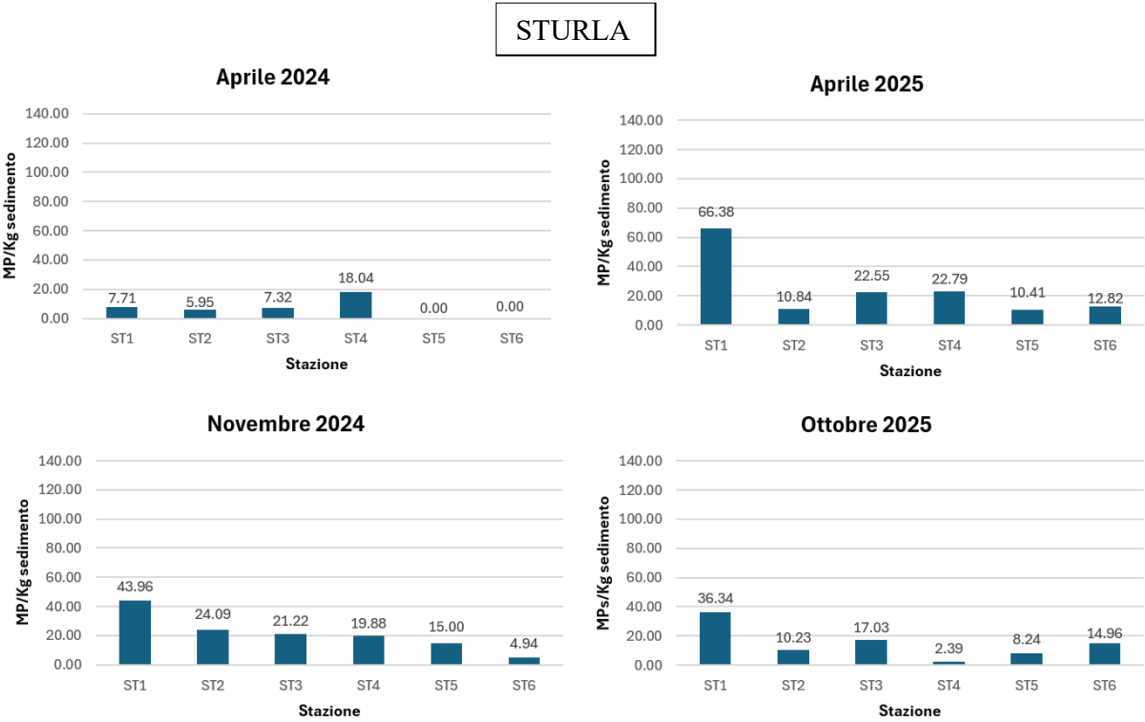


Figura 4.2: Analisi della distribuzione di abbondanza di microplastiche nella spiaggia di Sturla, espressa in numero di microplastiche per kg di sedimento (MP/Kg)

4.1.2 Forma

La Figura 4.3 riporta la composizione percentuale delle microplastiche in termini di forma nelle diverse stazioni campionate presso la spiaggia dei Sette Nasi, nelle varie date di campionamento. Complessivamente, i frammenti duri rappresentano la morfologia più abbondante, con una percentuale pari a circa il 54% del totale delle microplastiche isolate. La seconda categoria più abbondante (circa il 41% del totale) è costituita da particelle gommose di colore nero morfologicamente simili tra loro, indicate in questo lavoro di tesi come granuli gommosi (*rubber granules*) e rappresentate separatamente dalle altre tipologie. La presenza di queste particelle è stata evidenziata durante tutti i campionamenti, in maniera particolarmente ricorrente ad aprile 2025, quando sono stati rilevati in tutte le stazioni campionate. Le restanti categorie morfologiche (linee, schiume, film e pellet), compaiono sporadicamente e in proporzioni contenute.

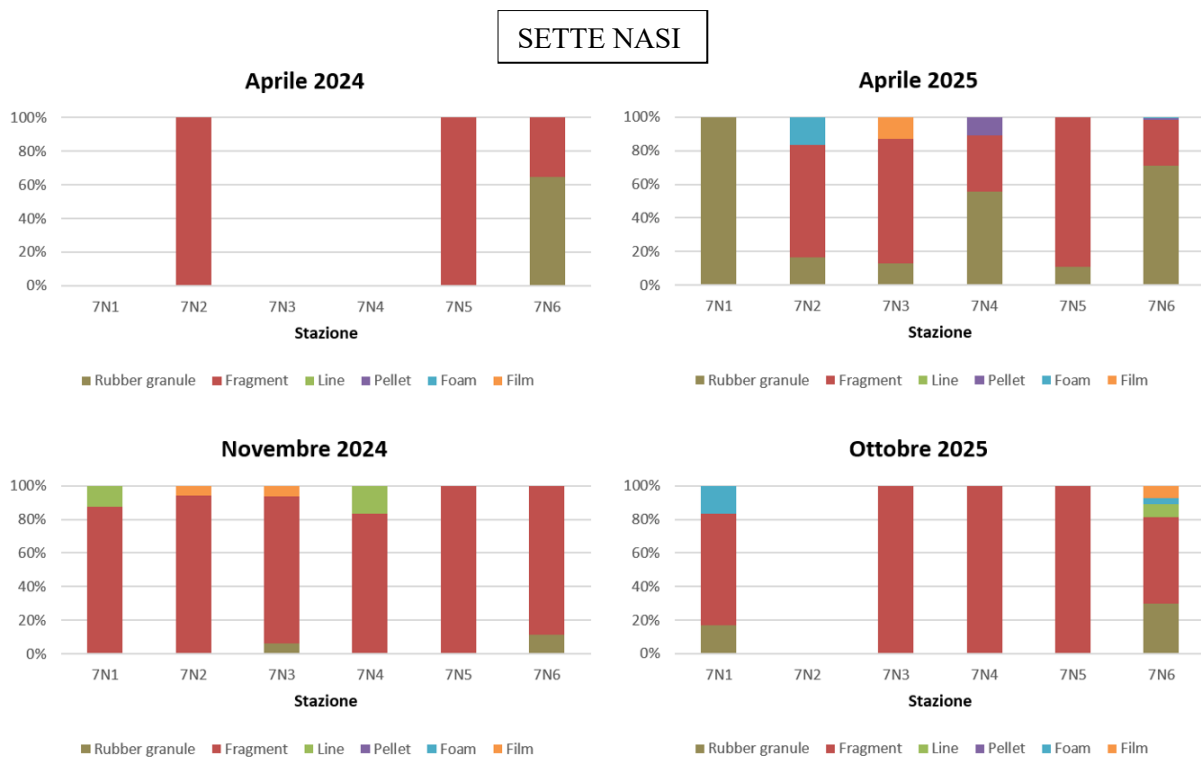


Figura 4.3: Composizione morfologica delle microplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia dei Sette Nasi.

In Fig. 4.4 è riportata la composizione morfologica delle microplastiche nelle stazioni di Sturla. Analogamente a quanto riportato per la spiaggia dei Sette Nasi, i frammenti duri costituiscono la categoria morfologica predominante, rappresentando circa il 70% delle microplastiche campionate in questa spiaggia. I granuli di gomma rappresentano anche questa volta la seconda categoria in termini di abbondanza, costituendo il 16% del totale, e risultano particolarmente ricorrenti nel mese di aprile 2025, come già evidenziato per la spiaggia dei Sette Nasi. Le restanti morfologie (film, schiume, linee e pellet) sono presenti in misura minore e in modo non uniforme tra le stazioni, ad eccezione di novembre 2024 quando la categoria film (14,3%) è stata riscontrata in tutte le stazioni tranne ad aprile 2024.

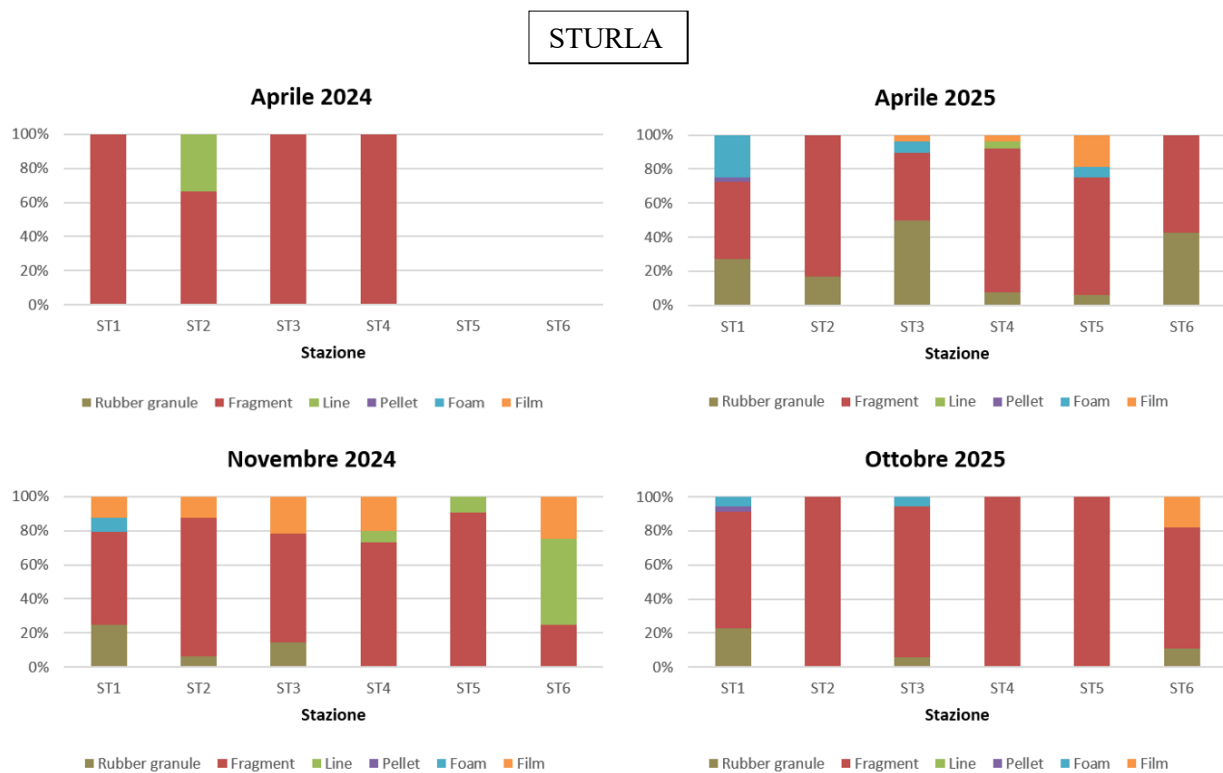


Figura 4.4: Composizione morfologica delle microplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia di Sturla.

4.1.3 Distribuzione dimensionale

La Figura 4.5 riporta la distribuzione dimensionale delle microplastiche nelle stazioni dei Sette Nasi nei quattro campionamenti. È possibile osservare una generale eterogeneità. Complessivamente, la classe dimensionale 1–3 mm costituisce la categoria predominante, rappresentando circa il 49% delle microplastiche totali campionate in questa spiaggia. La classe 3–5 mm si attesta intorno al 34%, seguita dalla classe 0.3–1 mm (16%). La classe 0.1–0.3 mm è presente in misura del tutto marginale (1%) e riscontrata unicamente a novembre 2024.

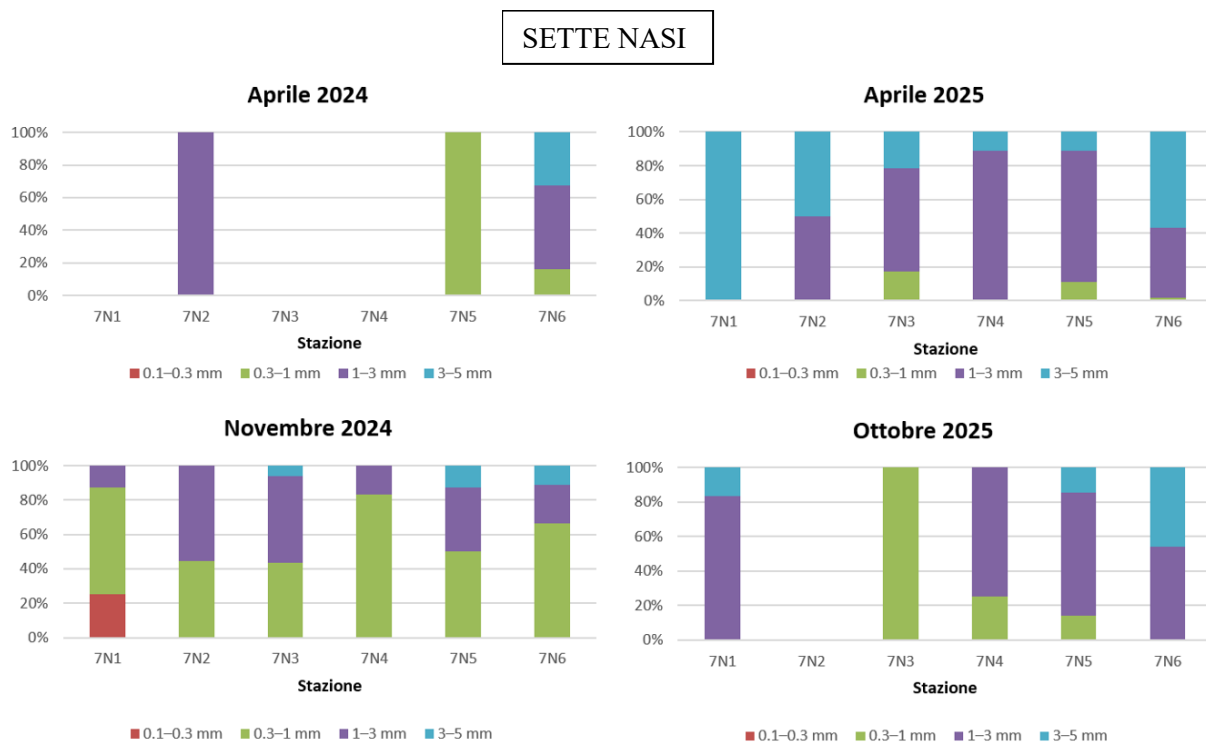


Figura: 4.5 Distribuzione dimensionale delle microplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia dei Sette Nasi nei quattro periodi di campionamento.

La Figura 4.6 riporta la distribuzione dimensionale delle microplastiche nelle stazioni di Sturla nei quattro campionamenti. La classe dimensionale 1–3 mm costituisce la categoria predominante anche per questa spiaggia, rappresentando circa il 50% delle microplastiche totali campionate. La classe 0.3–1 mm si attesta intorno al 26%, seguita dalla classe 3–5 mm (24%). La classe dimensionale 0.1–0.3 mm non è stata rilevata in nessuno dei campioni analizzati.

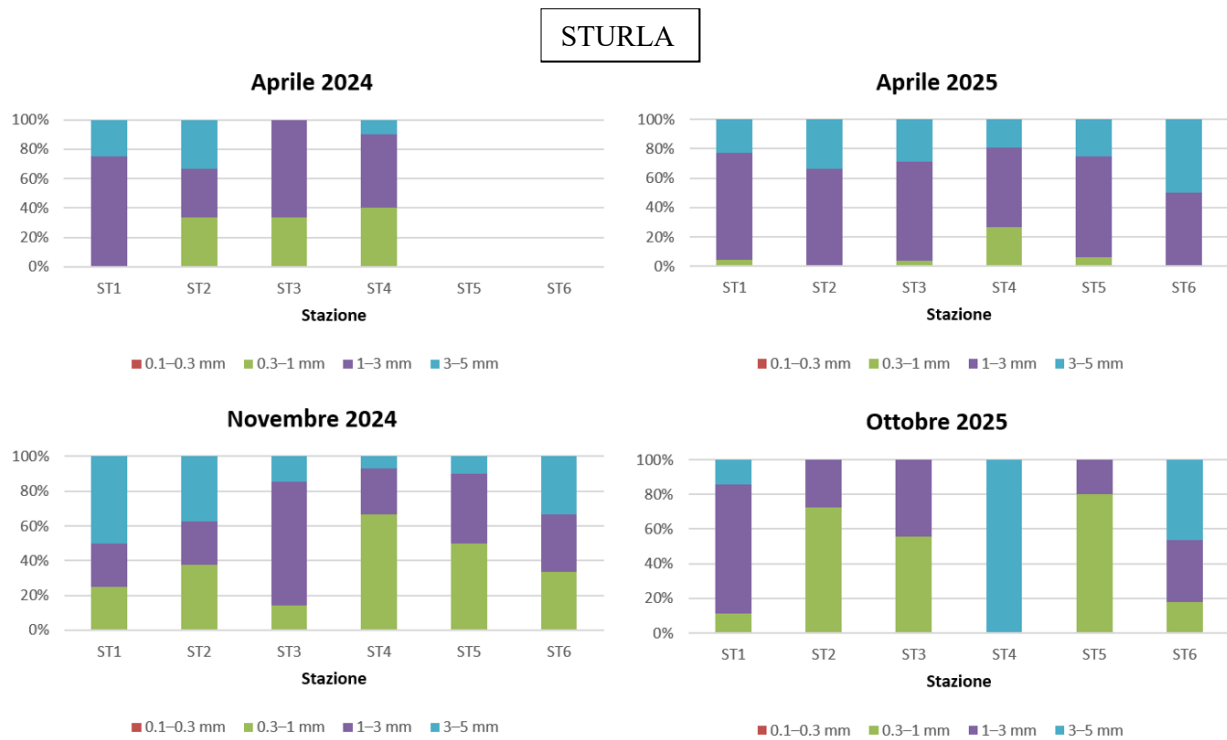


Figura 4.6: Distribuzione dimensionale delle microplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia di Sturla nei quattro periodi di campionamento.

4.1.4 Composizione chimica

La Figura 4.7 illustra la composizione polimerica delle microplastiche nelle stazioni dei Sette Nasi. Nonostante l'elevata eterogeneità della composizione chimica delle microplastiche campionate, alcuni polimeri risultano più ricorrenti rispetto ad altri. Tra i polimeri più frequentemente riscontrati rientrano la gomma poliacrilata (ACM, 16,9%) e, una gomma nera che non è stato possibile identificare in maniera definitiva mediante FTIR (pertanto qui indicata come *rubber mix*, 41,2%) che riflette la presenza dei granuli gommosi (*rubber granules*) descritti nel paragrafo 4.1.2. Il polivinilcloruro (PVC, 16,0%), il restante 25,9% è rappresentato dall'insieme degli altri polimeri identificati in percentuali inferiori.

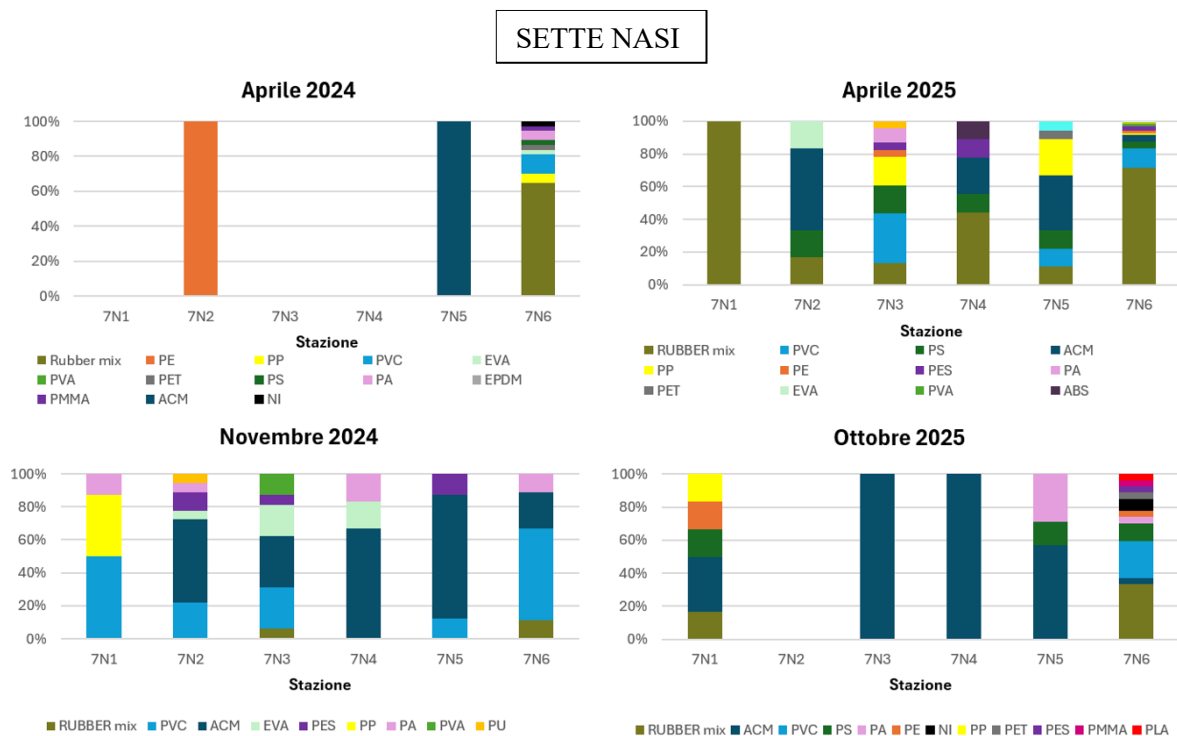


Figura 4.7: Composizione polimerica delle microplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia dei Sette Nasi nei quattro periodi di campionamento. Sigle: ABS = Acrilonitrile butadiene stirene; ACM = Gomma poliacrilata; EPDM = Etilene propilene diene monomero; EVA = Etilene-vinil acetato; NI = Non identificato; PA = Poliammide; PE = Polietilene; PES = Poliestere; PET = Polietilentereftalato; PLA = Acido polilattico; PMMA = Polimetilmetacrilato; PP = Polipropilene; PS = Polistirene; PU = Poliuretano; PVA = Polivinilalcol; PVC = Polivinilcloruro; Rubber mix = miscela di gomme nere.

La Figura 4.8 riporta la composizione polimerica delle microplastiche nella spiaggia di Sturla. Anche in questo caso è possibile notare una generale eterogeneità polimerica, con alcune tipologie di plastiche più ricorrenti di altre. In particolare, tra i polimeri più frequenti ed abbondanti, è stato evidenziato il PVC (27%), rilevato in tutte le stazioni e in tutte le date di campionamento; seguono, la gomma nera riconducibile ai granuli gommosi (*rubber mix*, 18,5%) e il poliestere (PES, 17,6%), mentre il restante 36,6% è rappresentato dall'insieme degli altri polimeri identificati.

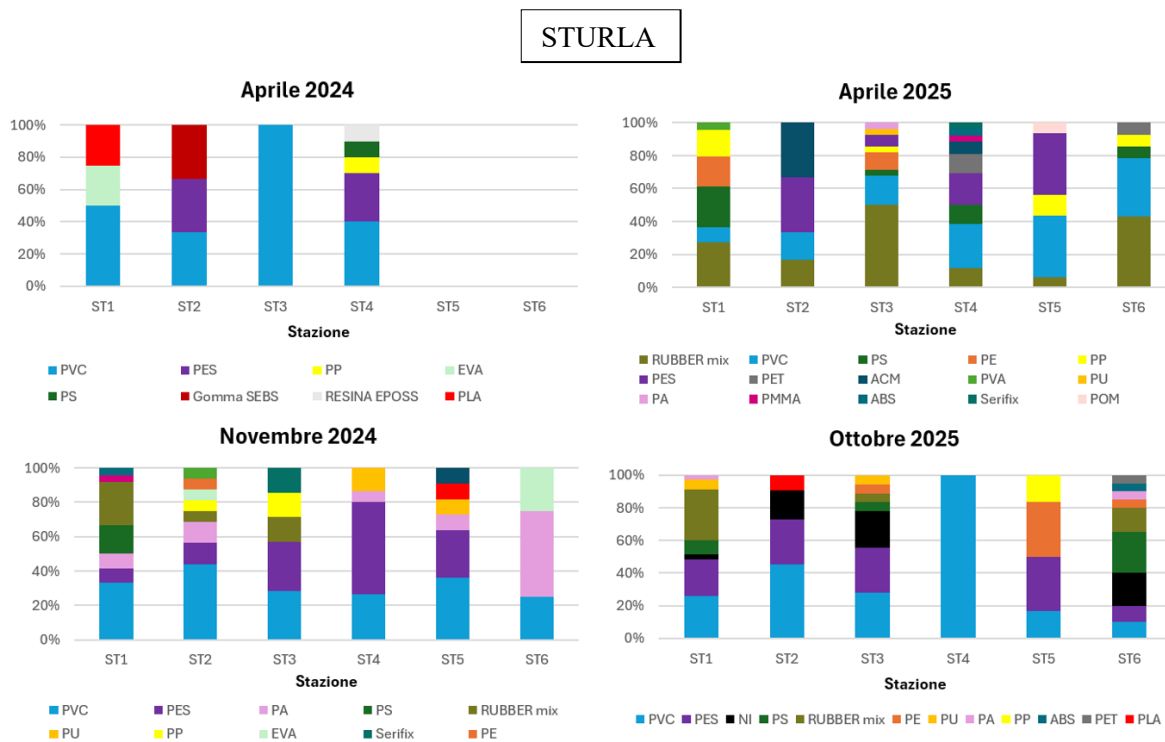


Figura 4.8: Composizione polimerica delle microplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia di Sturla nei quattro periodi di campionamento. Sigle: ABS = Acrilonitrile butadiene stirene; ACM = Gomma poliacrilata; EVA = Etilene-vinil acetato; Gomma SEBS = Gomma stirene-etilene-butilene-stirene; NI = Non identificato; PA = Poliammide; PE = Polietilene; PES = Poliestere; PET = Polietilentereftalato; PLA = Acido polilattico; PMMA = Polimetilmetacrilato; POM = Poliossimetilene; PP = Polipropilene; PS = Polistirene; PU = Poliuretano; PVA = Polivinilalcol; PVC = Polivinilcloruro; Resina EPOSS = Resina epossidica; Rubber mix = miscela di gomme nere; Serifix = adesivo a base acrilica.

4.2 MESOPLASTICHE

Complessivamente, nei quattro campionamenti sono state isolate e analizzate 654 mesoplastiche: 252 nella spiaggia dei Sette Nasi e 402 a Sturla.

4.2.1 Abbondanza

La Tabella 4.2 riporta i valori di abbondanza media e le relative deviazioni standard delle mesoplastiche per i due siti durante i quattro periodi di campionamento. Nella spiaggia dei Sette Nasi i valori medi mostrano un picco nella campagna di aprile 2025 e una marcata riduzione a novembre 2024. Le deviazioni standard risultano particolarmente elevate ad aprile 2025, riflettendo la marcata eterogeneità tra le stazioni. Nel sito di Sturla, invece, l'andamento temporale risulta più irregolare senza evidenziare una chiara tendenza. La deviazione standard è particolarmente elevata a novembre 2024.

Tabella 4.2: Valori di abbondanze (media $\pm$ deviazione standard) di mesoplastiche rilevate nei due siti (Sette Nasi e Sturla) nei quattro campionamenti.

Campionamento	Sette Nasi	Sturla
apr-24	1,16 $\pm$ 2,11	1,10 $\pm$ 1,23
nov-24	0,21 $\pm$ 0,25	7,34 $\pm$ 14,24
apr-25	7,48 $\pm$ 10,03	7,02 $\pm$ 5,47
ott-25	2,66 $\pm$ 4,15	4,18 $\pm$ 9,30

I grafici in Figura 4.9 riportano i valori di abbondanza delle mesoplastiche per stazione e periodo di campionamento nella spiaggia dei Sette Nasi. In generale, la stazione 7N6 registra valori superiori rispetto alle altre stazioni in tutti i campionamenti, ad eccezione di novembre 2024, quando le abbondanze risultano ridotte e più omogenee lungo il transetto. Il valore massimo è stato osservato ad aprile 2025. Analogamente a quanto riscontrato per le microplastiche, anche le mesoplastiche sembrano mostrare una tendenza all'accumulo nella stazione 7N6.

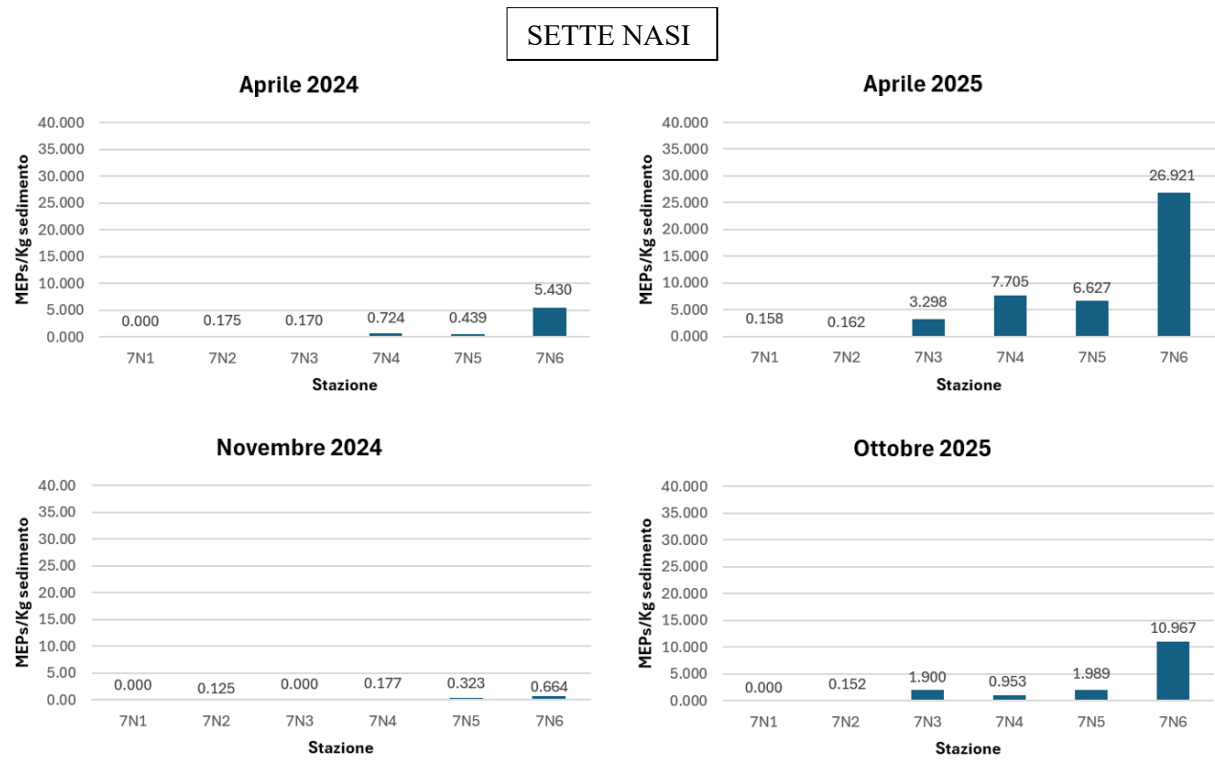


Figura 4.9: Analisi della distribuzione di abbondanza di mesoplastiche nella spiaggia di Sette Nasi, espressa in numero di mesoplastiche per kg di sedimento (MP/Kg).

La Fig. 4.10 riporta i valori di abbondanza delle mesoplastiche per stazione e periodo di campionamento nella spiaggia di Sturla. A differenza dei Sette Nasi, non si osserva una stazione sistematicamente dominante lungo il transetto: a novembre 2024 è ST1 a registrare il picco massimo dell'intero set di dati per questo sito, mentre ad ottobre 2025 è ST6 a distinguersi dalle altre stazioni. Ad aprile 2024 e aprile 2025 le abbondanze risultano più distribuite tra le stazioni, con valori generalmente più contenuti rispetto ai campionamenti autunnali.

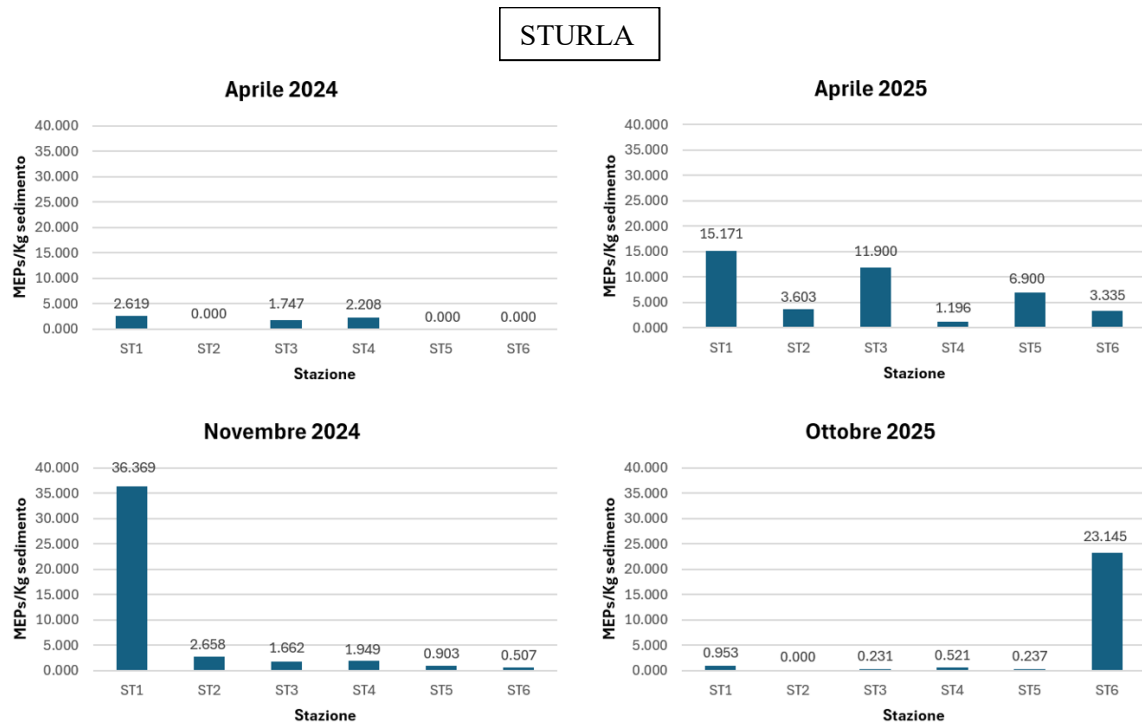


Figura 4.10: Analisi della distribuzione di abbondanza di mesoplastiche nella spiaggia di Sturla, espressa in numero di mesoplastiche per kg di sedimento (MP/Kg).

4.2.2 Forma

La Fig. 4.11 mostra la composizione morfologica delle mesoplastiche nelle stazioni dei Sette Nasi durante i quattro campionamenti. I frammenti duri rappresentano la morfologia predominante nella quasi totalità delle stazioni e dei periodi considerati, costituendo circa il 78% del totale delle mesoplastiche isolate. La seconda categoria morfologica più abbondante è rappresentata dalle pellicole (film), che si attestano al 15% del totale; la loro presenza è distribuita in tutti i campionamenti, con una concentrazione particolarmente marcata ad aprile 2025, quando sono state riscontrate in quattro stazioni su sei. Le restanti morfologie compaiono più sporadicamente e in proporzioni minori: schiume (3,2%), linee (2,0%), pellet (0,8%) e filamenti (0,4%), quest'ultima categoria morfologica assente tra le microplastiche e riscontrata esclusivamente tra le mesoplastiche.

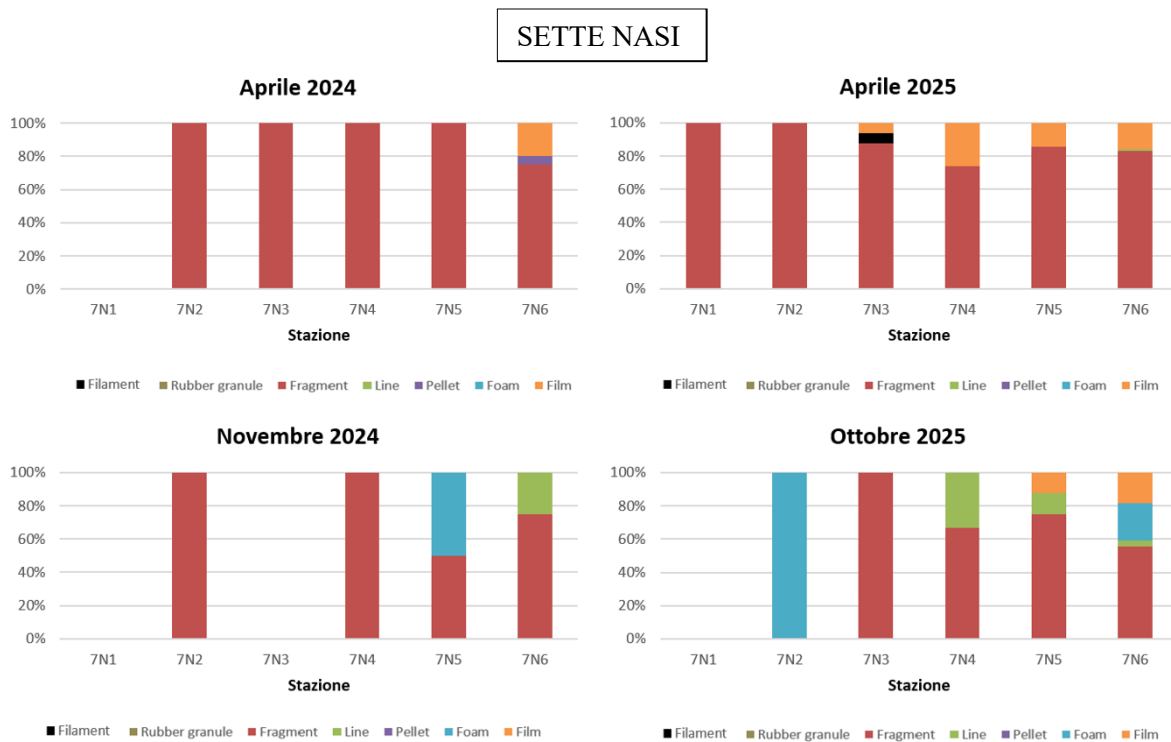


Figura 4.11: Composizione morfologica delle mesoplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia dei Sette Nasi nei quattro periodi di campionamento.

In Fig. 4.12 è riportata la composizione morfologica delle mesoplastiche nelle stazioni di Sturla. Coerentemente con quanto osservato per la spiaggia dei Sette Nasi, i frammenti duri rappresentano la morfologia dominante in tutte le stazioni e in tutti i campionamenti, costituendo circa il 75% delle mesoplastiche totali. La seconda classe morfologica più abbondante è costituita dalle pellicole (film), riscontrate durante tutti e quattro i campionamenti e corrispondenti a circa il 20% del totale. Le restanti morfologie quali, schiume (2,7%), filamenti (1,5%) e pellet (0,2%), compaiono in proporzioni contenute e in modo non uniforme tra le stazioni. A differenza di quanto osservato per la spiaggia dei Sette Nasi, la categoria delle linee non è stata riscontrata in nessuno dei campionamenti effettuati a Sturla.

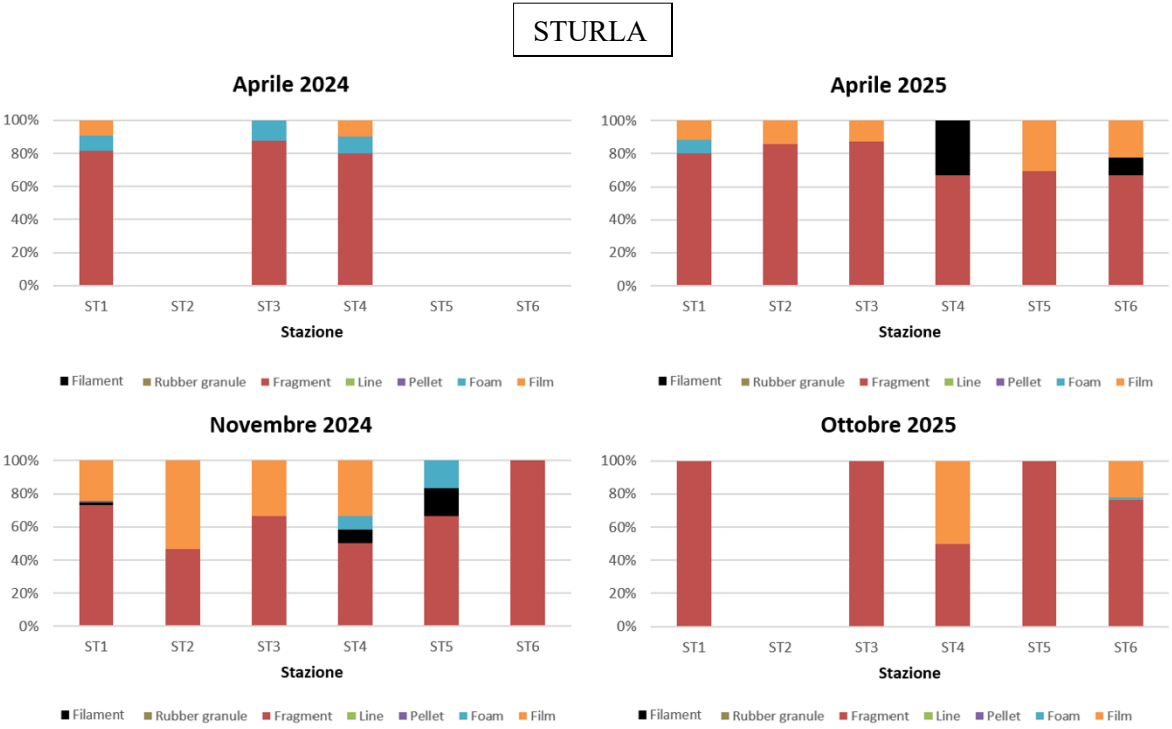


Figura 4.12: Composizione morfologica delle mesoplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia di Sturla nei quattro periodi di campionamento.

4.2.3 Distribuzione dimensionale

La Fig. 4.13 illustra la distribuzione dimensionale delle mesoplastiche nelle stazioni dei Sette Nasi. In generale, la composizione varia considerevolmente sia tra le stazioni che tra i periodi di campionamento. Complessivamente, le mesoplastiche di piccole dimensioni (5–10 mm) sono risultate predominanti, rappresentando circa il 53% delle particelle totali, seguita dalle due classi intermedie (10–15 mm, 30% e 15–20 mm, 12%). Le mesoplastiche di maggiori dimensioni (classe 20–25 mm), costituiscono invece una porzione minoritaria del totale (5%).

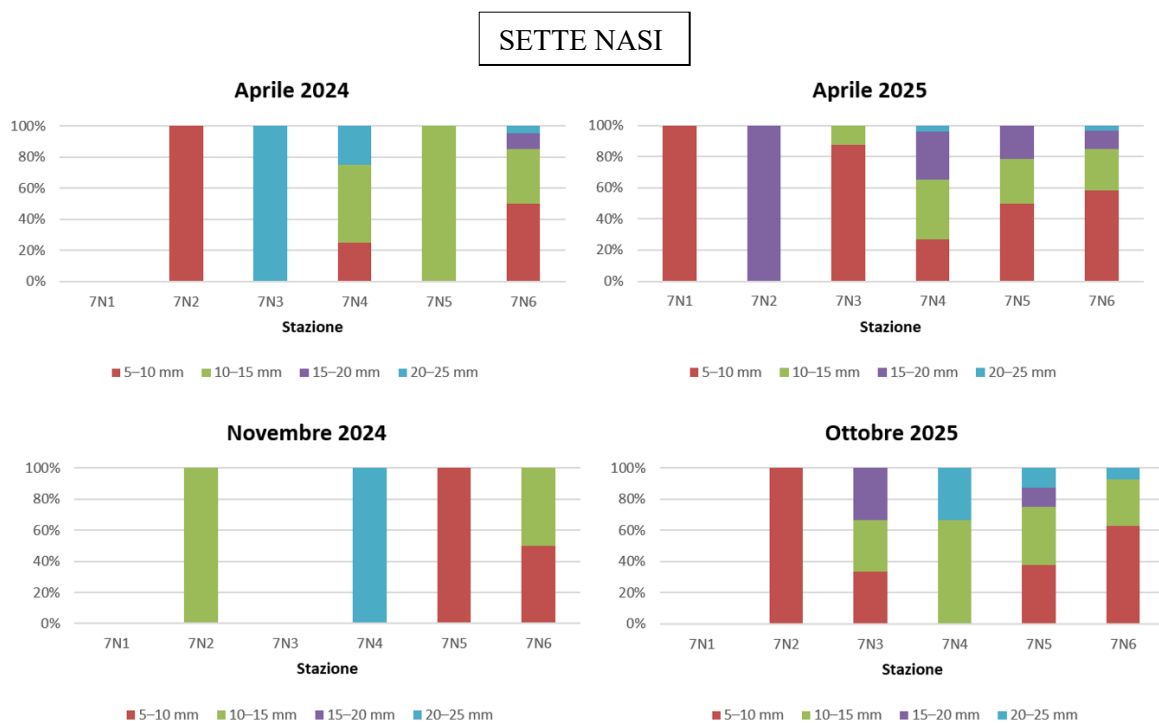


Figura 4.13: Distribuzione dimensionale delle mesoplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia dei Sette Nasi nei quattro periodi di campionamento.

La Fig. 4.14 riporta la distribuzione dimensionale delle mesoplastiche nelle stazioni di Sturla ed ha un andamento pressoché simile ai Sette Nasi. Anche in questa spiaggia, la classe 5–10 mm risulta quella dominante nella maggior parte delle stazioni e dei campionamenti, con circa il 54% delle particelle; seguono la classe 10–15 mm (25%), la classe 20–25 mm (10%) e la classe 15–20 mm (11%).

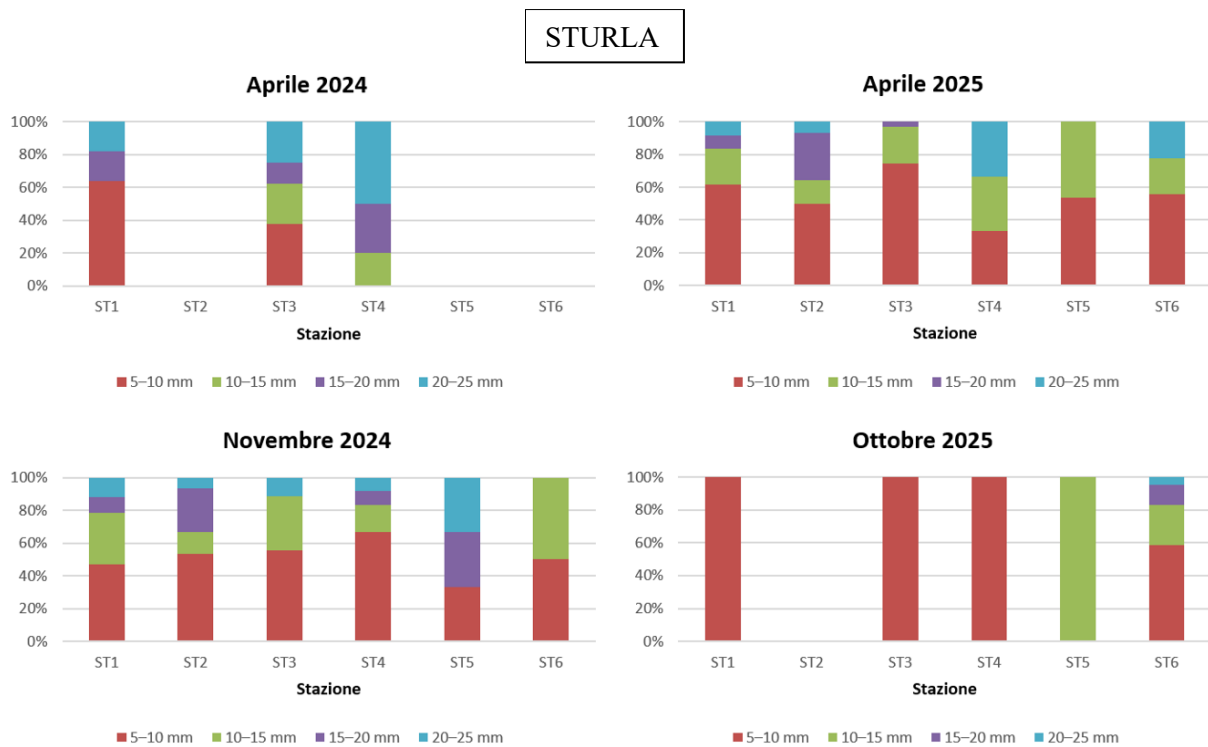


Figura 4.14: Distribuzione dimensionale delle mesoplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia di Sturla nei quattro periodi di campionamento.

4.2.4 Composizione chimica

La Fig. 4.15 illustra la composizione polimerica delle mesoplastiche nelle stazioni dei Sette Nasi. Nonostante la generale variabilità, è possibile osservare la presenza di polistirene (PS) e di PVC in tutti i campionamenti effettuati. Questi due polimeri sono anche risultati essere i più abbondanti, costituendo rispettivamente il 39,5% e il 29,2% delle particelle isolate da questa spiaggia. Seguono PES (8,3%), poliamide PA (5,1%) e polietilene PE (4,3%) mentre il restante 13,6% è rappresentato dall'insieme degli altri polimeri identificati.

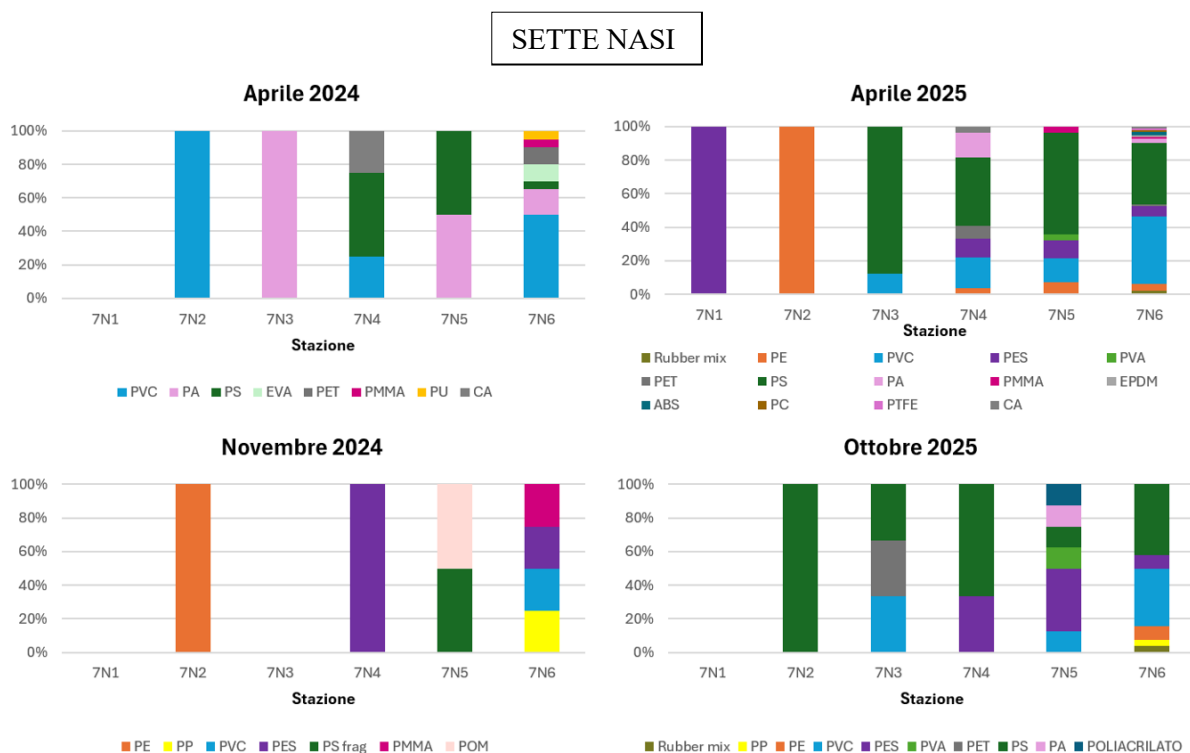


Figura 4.15: Composizione polimerica delle mesoplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia dei Sette Nasi nei quattro periodi di campionamento. Sigle: ABS = Acrilonitrile butadiene stirene; CA = Acetato di cellulosa; EPDM = Etilene propilene diene monomero; EVA = Etilene-vinil acetato; PA = Poliammide; PC = Policarbonato; PE = Polietilene; PES = Poliestere; PET = Polietilentereftalato; PMMA = Polimetilmetacrilato; POM = Polioossimetilene; Poliacrilato = polimero elastomerico a base acrilica; PP = Polipropilene; PS = Polistirene; PTFE = Politetrafluoroetilene; PU = Poliuretano; PVA = Polivinilalcol; PVC = Polivinilcloruro; Rubber mix = miscela di gomme nere.

La Fig. 4.16 riporta la composizione polimerica delle mesoplastiche nelle stazioni di Sturla. Il PVC rappresenta il polimero più abbondante e ricorrente, costituendo il 30,6% del totale, con una presenza diffusa nei campionamenti e nella maggior parte delle stazioni. Il polistirene (PS, 21,6%) costituisce il secondo polimero per abbondanza, seguito da PE (10,8%) e PES (10,3%). Seguono in proporzioni minori PP (5,3%), PET (4,0%) e PA (3,5%). Il restante 13,9% è rappresentato dall'insieme degli altri polimeri identificati.

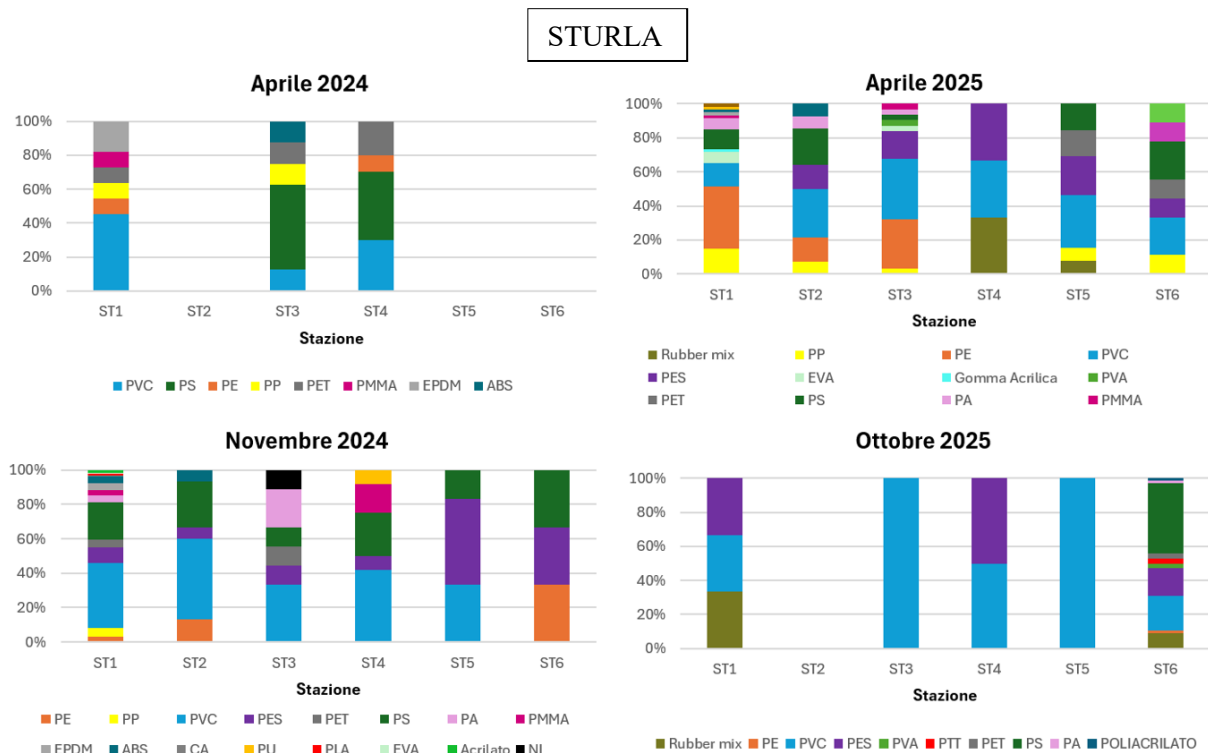


Figura 4.16: Composizione polimerica delle mesoplastiche nelle stazioni di campionamento della spiaggia di Sturla nei quattro periodi di campionamento. Sigle: ABS = Acrilonitrile butadiene stirene; Acrilato/Poliacrilato/Gomma Acrilica = polimero elastomerico a base acrilica; CA = Acetato di cellulosa; EPDM = Etilene propilene diene monomero; EVA = Etilene-vinil acetato; NI = Non identificato; PA = Poliammide; PE = Polietilene; PES = Poliestere; PET = Polietilentereftalato; PLA = Acido polilattico; PMMA = Polimetilmetacrilato; PP = Polipropilene; PS = Polistirene; PTT = Politrimetilentereftalato; PU = Poliuretano; PVA = Polivinilalcol; PVC = Polivinilcloruro; Rubber mix = miscela di gomme nere.

4.3 MICROFIBRE

In figura 4.17 sono riportati i risultati dell'analisi chimica del sub campione di fibre analizzate tramite spettroscopia μ -FTIR. Su un totale di 503 fibre analizzate, 228 (45,3%) hanno restituito uno spettro di assorbimento interpretabile e classificabile, mentre le restanti 275 (54,7%) non hanno fornito un segnale sufficiente per l'attribuzione a una categoria polimerica. Tra le fibre identificate ($n = 228$), la componente naturale è risultata predominante, rappresentando l'89,9% ($n=205$), mentre solamente il 10,1% è risultato essere costituito da fibre sintetiche ($n=23$). Delle fibre di origine naturale il 96,1% ($n = 197$) erano di origine vegetale (cellulosa), il restante 3,9% ($n = 8$) di origine animale (lana). La quasi totalità delle fibre sintetiche identificate erano PET (91,3%, $n = 21$) mentre solamente 2 fibre erano costituite da PP (8,7%).

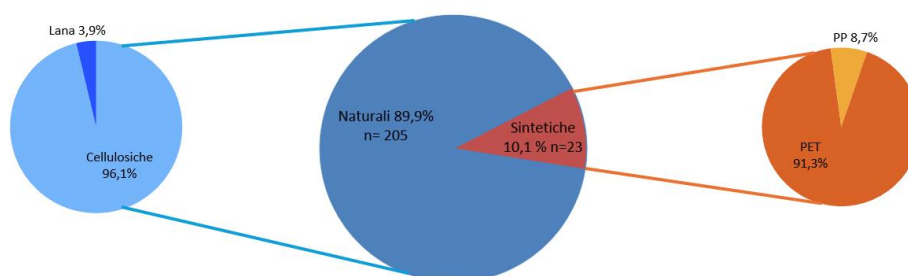


Figura 4.17: Composizione delle microfibre identificate. La torta centrale mostra la suddivisione tra fibre naturali e sintetiche. I grafici a torta laterali riportano la composizione delle fibre sintetiche (a sinistra) e naturali (a destra).

4.4 GRANULOMETRIA DEL SEDIMENTO

La composizione granulometrica del sedimento mostra una generale variabilità sia tra le due spiagge sia tra le date di campionamento (Figura 4.18). Nella spiaggia dei Sette Nasi (7N) la frazione grossolana, e in particolare i ciottoli (> 4 mm), risulta complessivamente più rappresentata nei campionamenti del 2025 (circa 50–60%) rispetto a quelli del 2024 (circa 27–37%). A Sturla (ST) il sedimento si distingue per un maggior contenuto sabbioso rispetto ai Sette Nasi in tutti i campionamenti, seppur in misura variabile tra le date; tale differenza risulta più marcata ad aprile 2024, quando le frazioni sabbiose costituiscono complessivamente circa il 94% del sedimento.

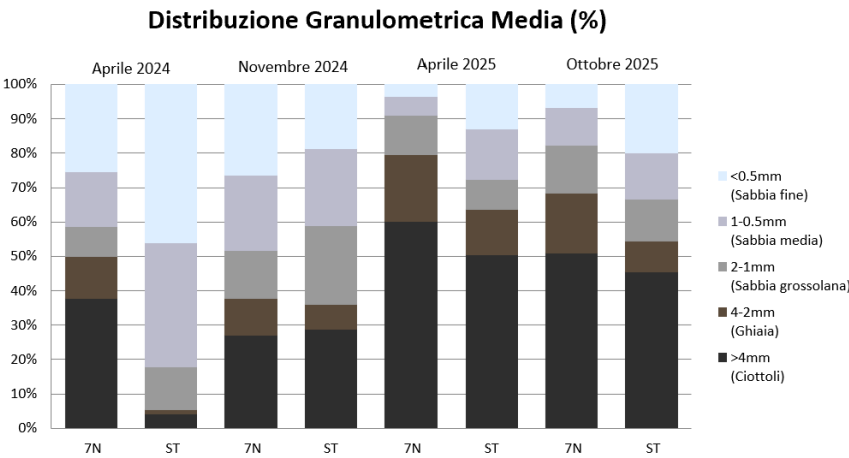


Figura 4.18: Distribuzione granulometrica media (% in peso) dei sedimenti di Sette Nasi (7N) e Sturla (ST) per i quattro campionamenti stagionali. I valori rappresentano le medie delle stazioni di ciascuna spiaggia.

4.4.1 RELAZIONE TRA MICROPLASTICHE E GRANULOMETRIA

I risultati dell’analisi il coefficiente di correlazione di Spearman tra la percentuale di ciascuna classe granulometrica e l’abbondanza di microplastiche nei sedimenti, sono riportati in Tabella 4.3 e illustrati nelle Figure 4.19 e 4.20.

Tabella 4.3: Coefficienti di correlazione di Spearman (ρ) tra le classi granulometriche (% in peso) e l’abbondanza di microplastiche (items/kg) nelle spiagge di Sette Nasi (7N, $n = 24$) e Sturla (ST, $n = 20$). L’asterisco indica la soglia di significatività statistica (* $p < 0,05$; n.s. = non significativo).

Spiaggia	Classe	rho	p_value	Esito
Sette Nasi (7N)	>4 mm (Ciottoli)	-0.3076	0.1436	n.s.
Sette Nasi (7N)	4-2 mm (Granuli)	-0.3137	0.1355	n.s.
Sette Nasi (7N)	2-1 mm (Sabbia VC)	0.1316	0.5399	n.s.
Sette Nasi (7N)	1-0.5 mm (Sabbia C)	0.3386	0.1056	n.s.
Sette Nasi (7N)	<0.5 mm (Sabbia MF)	0.505	0.0118	*
Sturla (ST)	>4 mm (Ciottoli)	0.1446	0.5209	n.s.
Sturla (ST)	4-2 mm (Granuli)	0.2988	0.1768	n.s.
Sturla (ST)	2-1 mm (Sabbia VC)	-0.3129	0.1562	n.s.
Sturla (ST)	1-0.5 mm (Sabbia C)	-0.2022	0.3668	n.s.
Sturla (ST)	<0.5 mm (Sabbia MF)	-0.1101	0.6256	n.s.

Come si evince dalla tabella, la grande maggioranza delle correlazioni risulta non significativa ($p > 0.05$) in entrambe le spiagge. L'unica eccezione è rappresentata dalla classe sabbia media e fine (< 0.5 mm) nella spiaggia dei Sette Nasi (7N), che mostra una correlazione positiva moderata e statisticamente significativa ($\rho = 0.505$, $p = 0.012$). Tutte le altre classi presentano coefficienti di correlazione compresi tra -0.314 e 0.339 , con p-value ampiamente superiori alla soglia convenzionale di 0.05 .

La Figura 4.19 riporta, per ciascuna classe granulometrica, la correlazione tra la sua percentuale in peso e l'abbondanza di microplastiche nella spiaggia di Sette Nasi.

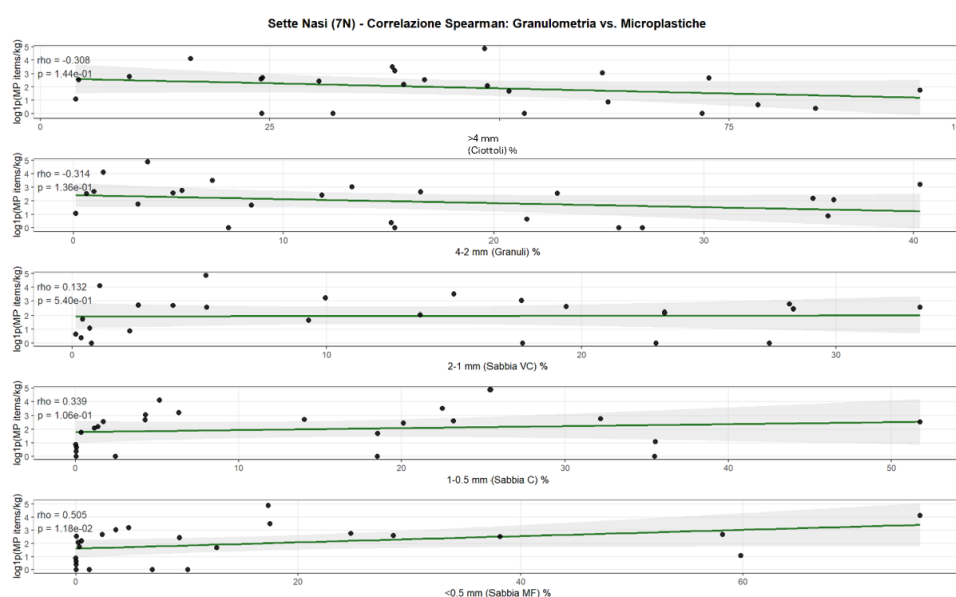


Figura 4.19: **Sette Nasi (7N)**. Correlazione di Spearman tra la percentuale (%) di ciascuna classe granulometrica (asse X) e l'abbondanza di microplastiche in scala logaritmica $\log p(\text{MP items/kg})$ (asse Y). La linea verde rappresenta la retta di regressione lineare; la banda grigia indica l'intervallo di confidenza al 95%. L'annotazione in alto a sinistra riporta il coefficiente ρ e il p-value del test di Spearman.

Nella spiaggia di Sette Nasi (7N), le classi più grossolane quali, ciottoli (> 4 mm, $\rho = -0,308$) e ghiaia (4-2 mm, $\rho = -0,314$), mostrano una debole tendenza negativa, suggerendo che i sedimenti più grossolani tendano ad accumulare minori concentrazioni di microplastiche. Al contrario, le classi più fini, rappresentate dalla sabbia grossolana (1-0,5 mm, $\rho = 0,339$) e soprattutto la sabbia media e fine ($< 0,5$ mm, $\rho = 0,505$, $p = 0,012$), mostrano tendenze positive. Quest'ultima correlazione è risultata anche statisticamente significativa, suggerendo che, almeno per questa spiaggia, le stazioni caratterizzate da una maggiore proporzione di sedimento fine tendano ad accumulare più microplastiche.

La Figura sottostante (Figura 4.20) riporta le stesse informazioni per la spiaggia di Sturla. Qui, le relazioni tra granulometria del sedimento e abbondanza di microplastiche risultano più deboli e mai significative ($p > 0.05$).

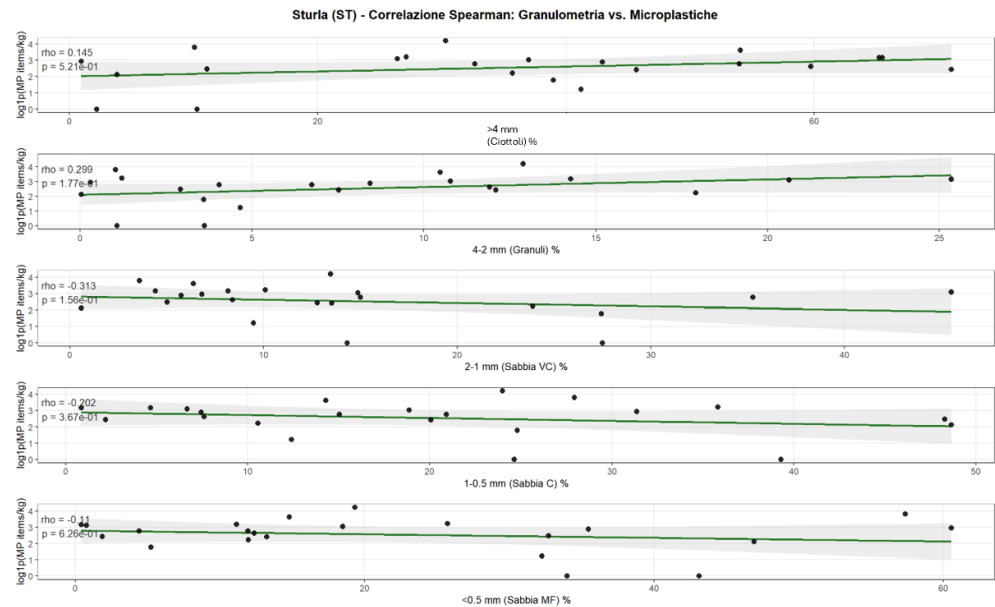


Figura 4.20: **Sturla (ST)**. Correlazione di Spearman tra la percentuale (%) di ciascuna classe granulometrica (asse X) e l'abbondanza di microplastiche in scala logaritmica $\log_{10}(\text{MP items/kg})$ (asse Y). La linea verde rappresenta la retta di regressione lineare; la banda grigia indica l'intervallo di confidenza al 95%. L'annotazione in alto a sinistra riporta il coefficiente ρ e il p-value del test di Spearman.

La Figura 4.21 sintetizza in una rappresentazione sinottica i coefficienti di Spearman per le due spiagge analizzate.

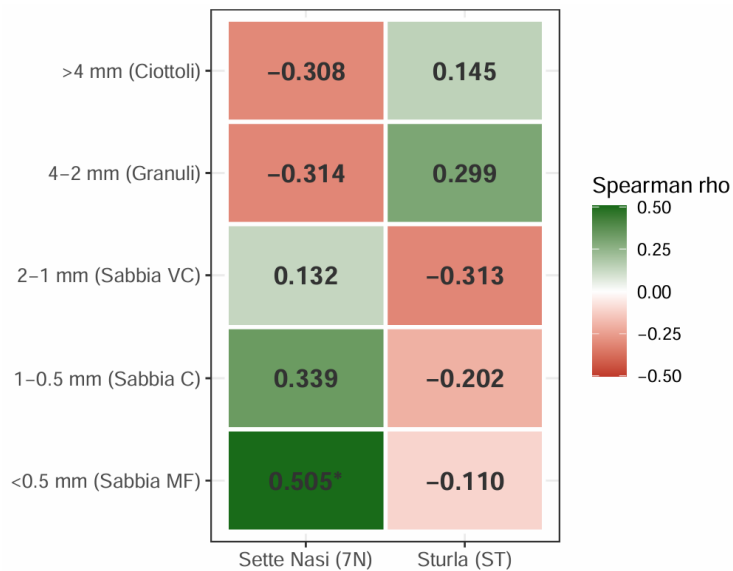


Figura 4.21: Heatmap sinottica dei coefficienti di Spearman tra le classi granulometriche e l'abbondanza di microplastiche nelle spiagge di Sette Nasi (7N) e Sturla (ST). I colori verde e rosa indicano rispettivamente correlazioni positive e negative, con l'intensità proporzionale al valore assoluto di ρ . L'asterisco indica $p < 0.05$.

L'unica cella contrassegnata da asterisco, relativa alla sabbia media e fine (MF) nella spiaggia dei Sette Nasi (0.505*), si distingue visivamente per il verde più scuro, evidenziando l'unica associazione statisticamente significativa. Nel complesso la heatmap mostra un quadro differenziato tra le due spiagge.

4.4.2 RELAZIONE TRA MESOPLASTICHE E GRANULOMETRIA

Analogamente a quanto condotto per le microplastiche, la correlazione di Spearman tra la percentuale di ciascuna classe granulometrica e l'abbondanza di mesoplastiche nei sedimenti, è riportata in Tabella 4.4 e illustrata nelle Figure 4.22 e 4.23.

Tabella 4.4: Coefficienti di correlazione di Spearman (ρ) tra le classi granulometriche (% in peso) e l'abbondanza di mesoplastiche (items/kg) nelle spiagge di Sette Nasi (7N, $n = 24$) e Sturla (ST, $n = 20$). L'asterisco indica la soglia di significatività statistica ($p < 0.05$; n.s. = non significativo).*

Spiaggia	Classe	rho	p_value	Esito
Sette Nasi (7N)	>4 mm (Ciottoli)	0.0157	0.9421	n.s.
Sette Nasi (7N)	4-2 mm (Granuli)	-0.4508	0.027	*
Sette Nasi (7N)	2-1 mm (Sabbia VC)	-0.154	0.4723	n.s.
Sette Nasi (7N)	1-0.5 mm (Sabbia C)	0.1514	0.48	n.s.
Sette Nasi (7N)	<0.5 mm (Sabbia MF)	0.2324	0.2745	n.s.
Sturla (ST)	>4 mm (Ghiaia e ciottoli)	-0.0158	0.9443	n.s.
Sturla (ST)	4-2 mm (Granuli)	-0.0322	0.8869	n.s.
Sturla (ST)	2-1 mm (Sabbia VC)	-0.2779	0.2105	n.s.
Sturla (ST)	1-0.5 mm (Sabbia C)	0.0859	0.704	n.s.
Sturla (ST)	<0.5 mm (Sabbia MF)	-0.0751	0.7397	n.s.

Come riportato in tabella 4.4, la grande maggioranza delle correlazioni risulta non significativa ($p > 0.05$) in entrambe le spiagge. L'unica eccezione è rappresentata dalla classe granuli (4–2 mm) nella spiaggia dei Sette Nasi (7N), che mostra una correlazione negativa moderata e statisticamente significativa ($\rho = -0.451$, $p = 0.027$) con l'abbondanza di mesoplastiche. Tutte le altre classi presentano coefficienti compresi tra -0.278 e 0.232 , con p-value superiori alla soglia convenzionale di 0.05.

La Figura 4.22 riporta, per ciascuna classe granulometrica, la correlazione tra la sua percentuale in peso e l'abbondanza di mesoplastiche nella spiaggia di Sette Nasi.

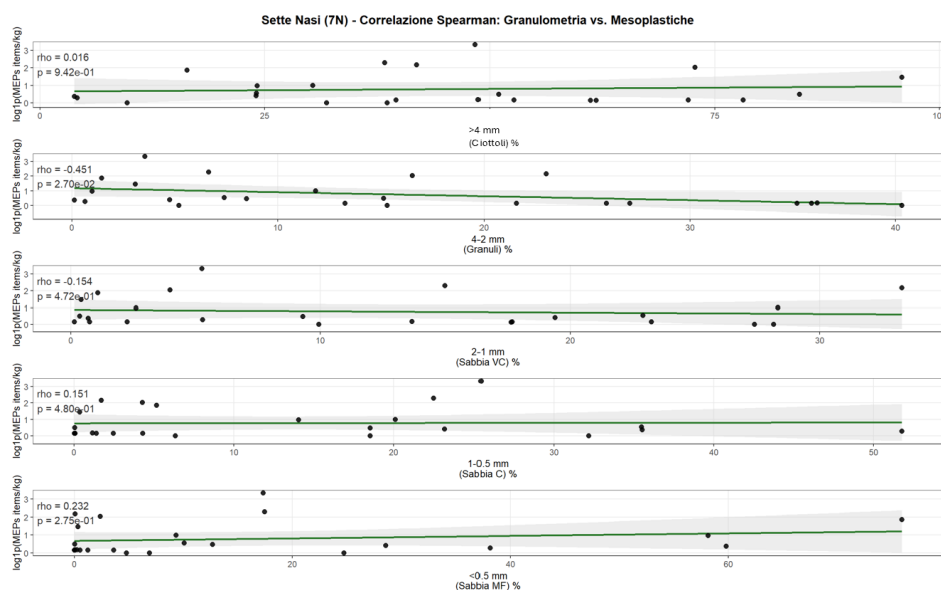


Figura 4.22: **Sette Nasi (7N)**. Correlazione di Spearman tra la percentuale (%) di ciascuna classe granulometrica (asse X) e l'abbondanza di mesoplastiche in scala logaritmica $\log_1p(\text{MEPs items/kg})$ (asse Y). La linea verde rappresenta la retta di regressione lineare; la banda grigia indica l'intervallo di confidenza al 95%. L'annotazione in alto a sinistra riporta il coefficiente ρ e il p-value del test di Spearman.

Nella spiaggia di Sette Nasi (7N), come illustrato in Figura 4.22, la classe granuli (4–2 mm) mostra la correlazione negativa più marcata e statisticamente significativa dell'intero dataset ($\rho = -0.451$, $p = 0.027$), indicando che sedimenti con una maggiore proporzione di granuli tendono ad accumulare minori concentrazioni di mesoplastiche. Le restanti classi non mostrano associazioni significative.

La Figura sottostante (Figura 4.23) riporta le stesse informazioni per la spiaggia di Sturla.

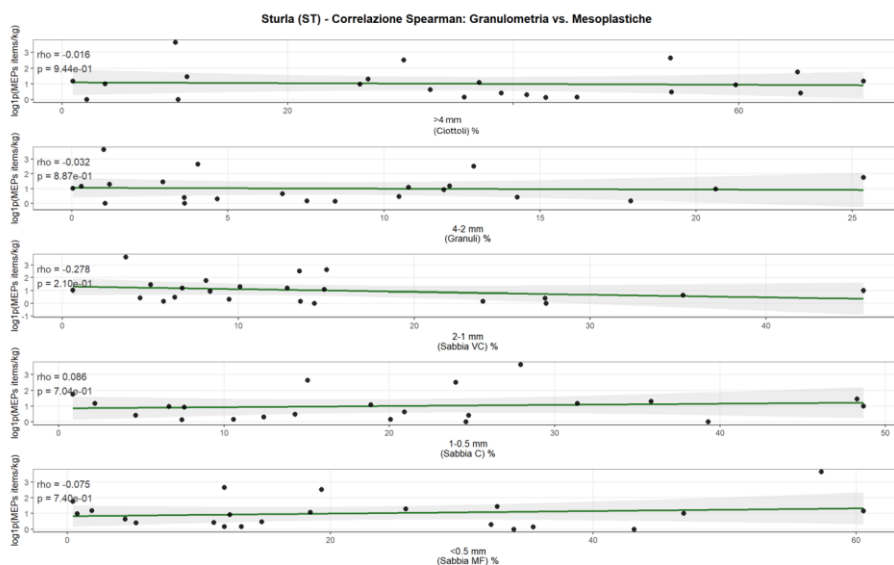


Figura 4.23: **Sturla (ST)**. Correlazione di Spearman tra la percentuale (%) di ciascuna classe granulometrica (asse X) e l'abbondanza di mesoplastiche in scala logaritmica $\log_1p(\text{MEPs items/kg})$ (asse Y). La linea verde rappresenta la retta di regressione lineare; la banda grigia indica l'intervallo di confidenza al 95%. L'annotazione in alto a sinistra riporta il coefficiente ρ e il p-value del test di Spearman.

Nella spiaggia di Sturla (ST), come riportato in Figura 4.23, i coefficienti di correlazione sono compresi tra -0.278 e 0.086 , con $p > 0.05$ in tutti i casi. La nuvola di punti appare dispersa senza un andamento sistematico chiaro in nessuno dei cinque pannelli.

La Figura 4.24 sintetizza in una rappresentazione sinottica i coefficienti di Spearman per le due spiagge analizzate.

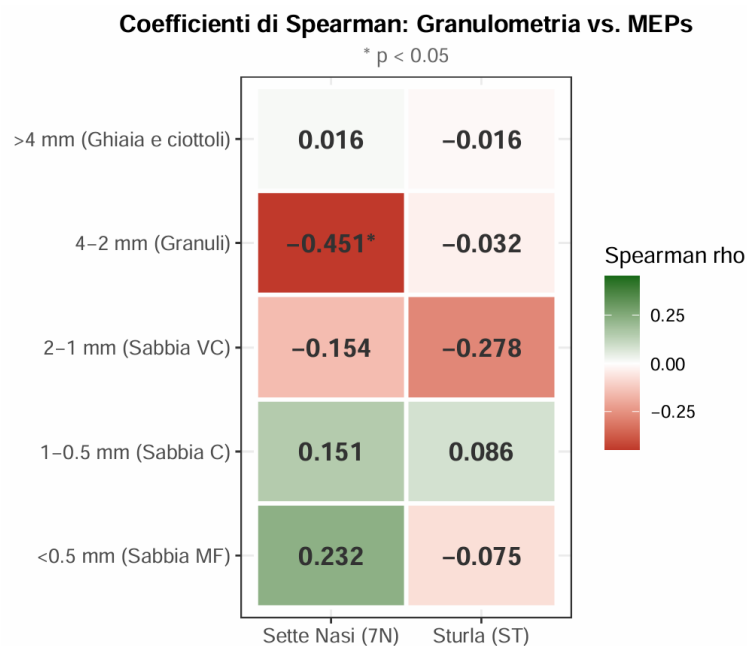


Figura 4.24: Heatmap sinottica dei coefficienti di Spearman tra le classi granulometriche e l'abbondanza di mesoplastiche nelle spiagge di Sette Nasi (7N) e Sturla (ST). I colori verde e rosa indicano rispettivamente correlazioni positive e negative, con l'intensità proporzionale al valore assoluto di p . L'asterisco indica $p < 0.05$.

La heatmap in Figura 4.24 evidenzia come l'unica associazione statisticamente significativa sia quella tra la classe granuli (4-2 mm) e le mesoplastiche a Sette Nasi (-0.451^*), che si distingue visivamente per il rosa più intenso. A Sturla tutti i coefficienti mostrano colori molto tenui, confermando l'assenza di correlazioni rilevanti.

4.5 PRESENZA DI *P. oceanica*

La quantità di detrito di *P. oceanica* nei campioni di sedimento mostra un'elevata variabilità tra le due spiagge e tra i campionamenti stagionali (Figura 4.25, Tabella 4.5). Nella spiaggia dei Sette Nasi, la *P. oceanica* è completamente assente a novembre 2024, mentre raggiunge i valori più elevati ad aprile 2025 e ottobre 2025. A Sturla (ST), il valore più alto si registra a novembre 2024, mentre nei campionamenti del 2025 i valori risultano più bassi. In entrambe le spiagge è possibile osservare una forte eterogeneità spaziale tra le stazioni all'interno di ciascun sito.

Tabella 4.5: Contenuto medio di *P. oceanica* (g/kg di sedimento secco) nelle spiagge di Sette Nasi e Sturla per i quattro campionamenti stagionali, con relativa deviazione standard (media $\pm$ deviazione standard).

Campionamento	Sette Nasi	Sturla
apr-24	2.128 $\pm$ 1.995	1.279 $\pm$ 1.105
nov-24	0 $\pm$ 0	4.284 $\pm$ 9.177
apr-25	13.67 $\pm$ 13.706	1.867 $\pm$ 3.741
ott-25	8.388 $\pm$ 10.279	0.198 $\pm$ 0.484

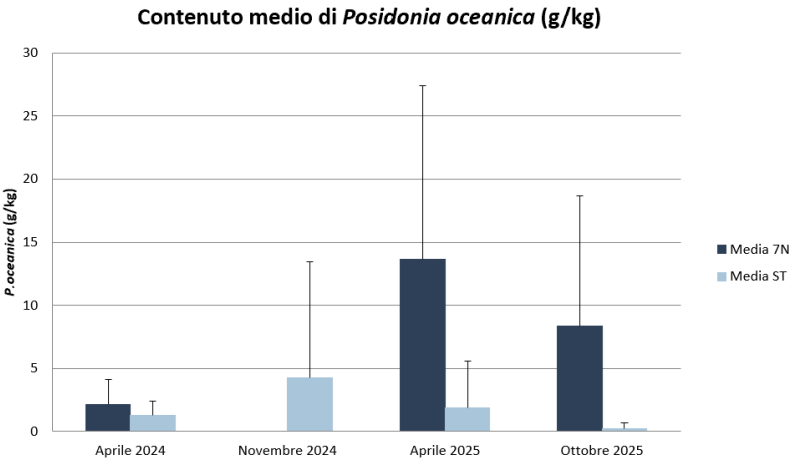


Figura 4.25: Contenuto medio di *P. oceanica* (g/kg) nelle spiagge di Sette Nasi e Sturla per i quattro campionamenti stagionali. Le barre di errore indicano la deviazione standard ($\pm$ SD).

4.5.1 RELAZIONE TRA MICROPLASTICHE E *P. oceanica*

La distribuzione dell'abbondanza di microplastiche (MP, items/kg) in funzione della presenza di *P. oceanica* nei sedimenti è illustrata in Figura 4.26. Nella spiaggia dei Sette Nasi, non si osserva un gradiente ordinato tra le classi: la classe "low" presenta la mediana più bassa dell'intero dataset, mentre le classi "absent" e "high" mostrano mediane simili, indicando l'assenza di un'associazione lineare tra contenuto di *P. oceanica* e abbondanza di microplastiche. Nella spiaggia di Sturla, la classe "high" mostra valori più elevati rispetto alle altre classi, tuttavia il numero limitato di osservazioni richiede prudenza nell'interpretazione.

Tabella 4.6: Statistiche descrittive dell'abbondanza di microplastiche (MP, items/kg) suddivise per classe di presenza di *P. oceanica* nei sedimenti: assente (0 g/kg), bassa (< 5 g/kg) e alta (> 5 g/kg). Per ciascuna classe sono riportati il numero di osservazioni (n), il valore minimo (Min), il primo quartile (Q1), la mediana, la media, il terzo quartile (Q3), il valore massimo (Max) e la deviazione standard (SD). Dati aggregati su quattro campionamenti stagionali (aprile 2024 – ottobre 2025).

Spiaggia	Classe	n	Min	Q1	Mediana	Media	Q3	Max	SD
Sette Nasi (7N)	absent	10	0	7,179	11,881	11,214	14,576	23,775	7,485
Sette Nasi (7N)	low	5	0	0	0	12,225	0,899	60,223	26,835
Sette Nasi (7N)	high	9	0,456	4,284	10,345	23,262	13,403	130,318	41,256
Sturla (ST)	absent	12	2,386	9,732	13,907	14,952	18,831	36,341	9,159
Sturla (ST)	low	8	0	5,488	12,902	12,455	20,548	24,089	9,546
Sturla (ST)	high	2	43,963	49,568	55,172	55,172	60,777	66,381	15,852

I boxplot rappresentati in Figura 4.26 non evidenziano un gradiente positivo chiaro tra la presenza di *P. oceanica* e l'abbondanza di microplastiche in nessuna delle due spiagge.

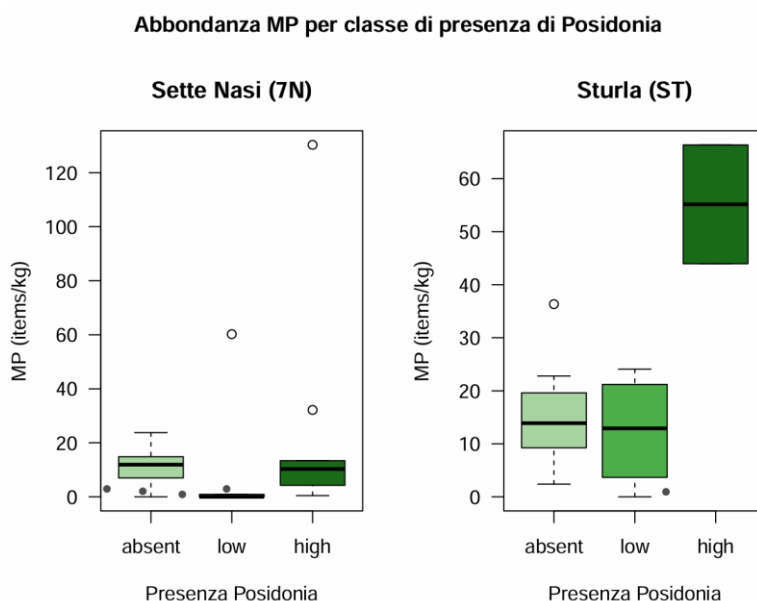


Figura 4.26: Distribuzione dell'abbondanza di microplastiche (MP, items/kg) nelle stazioni di Sette Nasi (7N) e Sturla (ST), suddivise per classe di presenza di *P. oceanica* nei sedimenti: assente (0 g/kg), bassa (< 5 g/kg) e alta (> 5 g/kg). I box rappresentano il primo e terzo quartile (IQR), la linea centrale la mediana; i punti indicano i valori anomali (outlier). Dati aggregati su quattro campionamenti stagionali (aprile 2024 – ottobre 2025).

La Figura 4.27 riporta i risultati del test di correlazione di Spearman tra la quantità di Posidonia e l'abbondanza di microplastiche, suddivisi per spiaggia. È possibile osservare come in entrambe le spiagge le due variabili siano legate da correlazioni debolmente positive, pari a $\rho = 0.089$ ($p = 0.678$) e Sturla $\rho = 0.184$ ($p = 0.413$), ma non statisticamente significative.

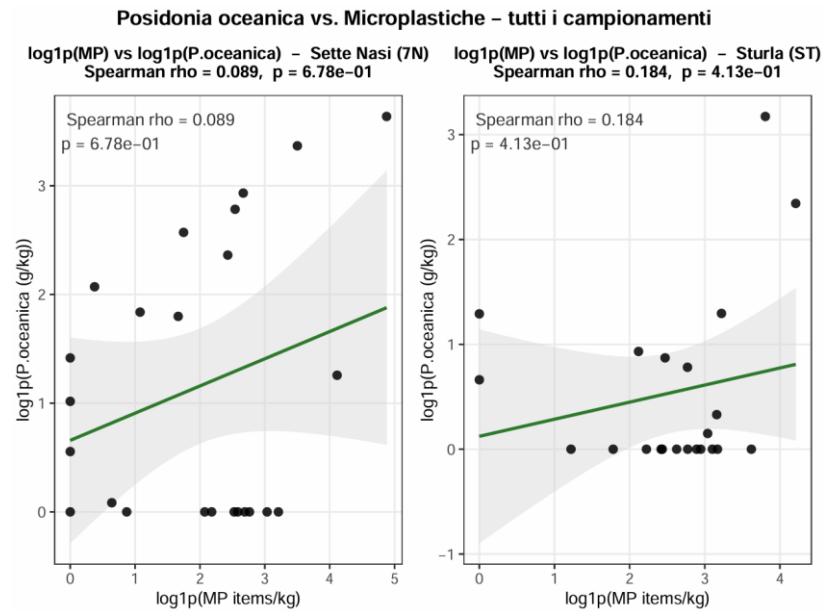


Figura 4.27: Correlazione di Spearman tra l'abbondanza di microplastiche (MP, items/kg) e la quantità di *P. oceanica* (g/kg) dei Sette Nasi (a sinistra) e Sturla (a destra). Entrambe le variabili sono espresse in scala logaritmica ($\log_1 p$). La linea verde rappresenta la retta di regressione lineare; la banda grigia indica l'intervallo di confidenza al 95%.

4.5.2 RELAZIONE TRA MESOPLASTICHE E *P. oceanica*

La distribuzione dell'abbondanza di mesoplastiche (MEPs, items/kg) in funzione della presenza di *P. oceanica* nei sedimenti è illustrata in Figura 4.28 e in Tabella 4.7. Nella spiaggia dei Sette Nasi, si osserva un gradiente crescente delle mediane al crescere della presenza di *P. oceanica*, dalla classe "absent" alla classe "high". Nella spiaggia di Sturla, il gradiente è ancora più marcato, sebbene la classe "high" sia rappresentata da un numero limitato di osservazioni e questo come già sottolineato impone cautela nell'interpretazione dei risultati.

Tabella 4.7: Statistiche descrittive dell'abbondanza di mesoplastiche (MEPs, items/kg), suddivise per classe di presenza di *P. oceanica* nei sedimenti: assente (0 g/kg), bassa (< 5 g/kg) e alta (> 5 g/kg). Per ciascuna classe sono riportati il numero di osservazioni (n), il valore minimo (Min), il primo quartile (Q1), la mediana, la media, il terzo quartile (Q3), il valore massimo (Max) e la deviazione standard (SD). Dati aggregati su quattro campionamenti stagionali (aprile 2024 – ottobre 2025).

Spiaggia	Classe	n	Min	Q1	Mediana	Media	Q3	Max	SD
Sette Nasi (7N)	absent	10	0	0,04	0,169	0,191	0,231	0,664	0,199
Sette Nasi (7N)	low	5	0,17	0,175	0,175	1,335	0,724	5,43	2,302
Sette Nasi (7N)	high	9	0,439	0,544	3,298	6,129	7,349	26,921	8,357
Sturla (ST)	absent	12	0,507	0,808	1,935	2,69	3,172	11,115	2,942
Sturla (ST)	low	6	1,747	2,126	2,953	3,994	4,436	9,532	2,931
Sturla (ST)	high	2	11,421	17,802	24,183	24,183	30,565	36,946	18,048

I boxplot rappresentati in Figura 4.28 suggeriscono, in entrambe le spiagge, una tendenza all'aumento dell'abbondanza di mesoplastiche all'aumentare del livello di presenza di *P. oceanica*.

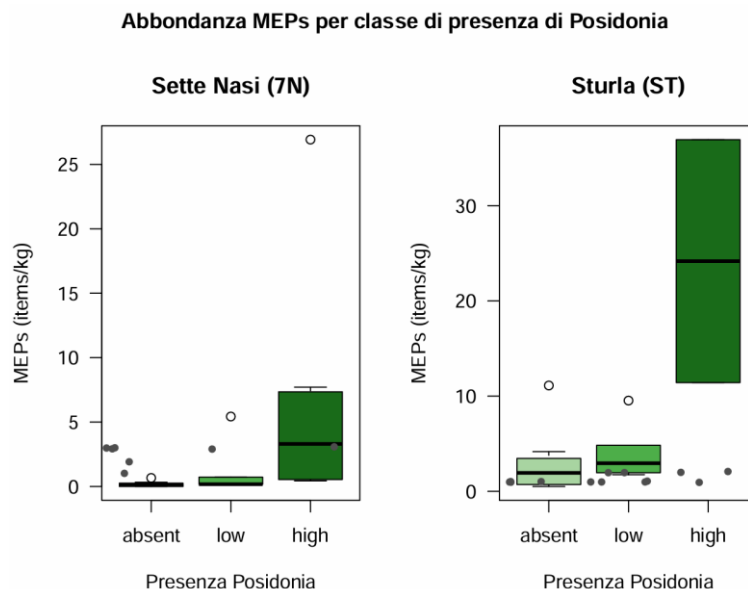


Figura 4.28: Distribuzione dell'abbondanza di mesoplastiche (MEPs, items/kg) nelle stazioni dei Sette Nasi (7N) e Sturla (ST), suddivise per classe di presenza di *P. oceanica* nei sedimenti: assente (0 g/kg), bassa (< 5 g/kg) e alta (> 5 g/kg). I box rappresentano il primo e terzo quartile (IQR), la linea centrale la mediana; i punti indicano i valori anomali (outlier). Dati aggregati su quattro campionamenti stagionali (aprile 2024 – ottobre 2025).

I risultati dell'analisi di correlazione tra la quantità di *P. oceanica* e l'abbondanza di mesoplastiche sono riportati in Figura 4.29.

Per la spiaggia dei Sette Nasi, l'analisi ha restituito un coefficiente di correlazione $\rho = 0.793$ ($p = 3.88 \times 10^{-6}$), indicando una correlazione positiva forte e significativa. Per la spiaggia di Sturla, il coefficiente di correlazione è risultato $\rho = 0.522$ ($p = 0.018$), anch'esso positivo e statisticamente significativo.

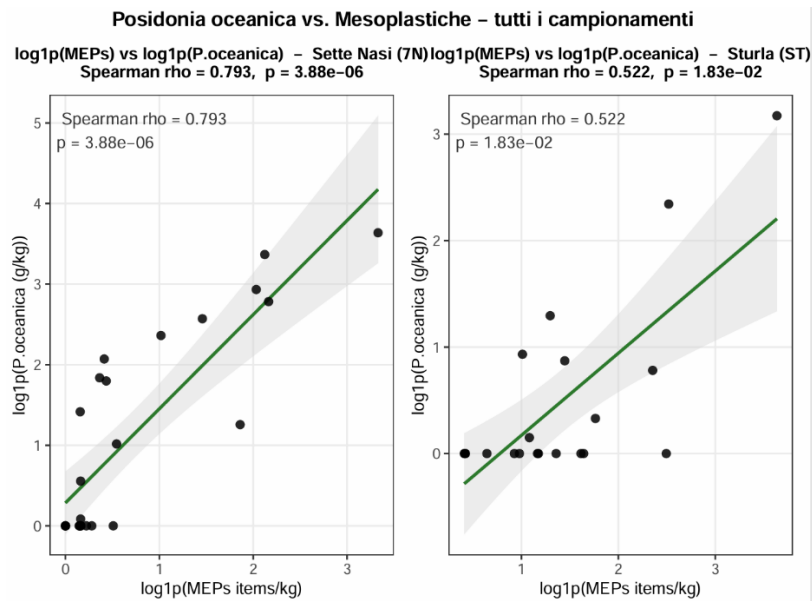


Figura 4.29: Correlazione di Spearman tra l'abbondanza di mesoplastiche (MEPs, items/kg) e la quantità di *P. oceanica* (g/kg) dei Sette Nasi (a sinistra) e Sturla (a destra). Entrambe le variabili sono espresse in scala logaritmica ($\log_1 p$). La linea verde rappresenta la retta di regressione lineare; la banda grigia indica l'intervallo di confidenza al 95%.

In entrambi i siti è stata quindi rilevata un'associazione statisticamente significativa tra il contenuto di *P. oceanica* e l'abbondanza di mesoplastiche.

5. DISCUSSIONE

5.1 ABBONDANZA DELLE MICRO- E MESOPLASTICHE

Le abbondanze medie di microplastiche rilevate nei quattro campionamenti, comprese tra $6,5 \pm 6,63$ e $31,59 \pm 19,53$ items/kg sono risultate generalmente superiori rispetto a quelle delle mesoplastiche, comprese tra $0,21 \pm 0,25$ e $7,48 \pm 10,03$ items/kg. Questo pattern risulta coerente con il progressivo processo di frammentazione dei rifiuti plastici, attraverso il quale oggetti di dimensioni maggiori vengono progressivamente degradati generando un numero crescente di particelle di taglia inferiore (Barnes et al., 2009; Cózar et al., 2014).

I valori di abbondanza ottenuti nel presente lavoro sono risultati più bassi rispetto ad altri studi condotti su spiagge Mediterranee ed Europee. Ad esempio, Constant et al. (2019), in due siti del Golfo del Leone, caratterizzati da un regime microtidale analogo a quello della costa ligure, hanno riportato valori medi a circa 58 e 166 items/kg per le microplastiche. A scala europea, Lots et al. (2017) hanno riscontrato abbondanze comprese tra 72 e 1.512 items/kg per le microplastiche. Tale differenza non deve tuttavia essere interpretata necessariamente come indicativa di un minore livello di contaminazione, ma va ricondotta anche alla notevole eterogeneità metodologica che caratterizza gli studi sulle microplastiche (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Prata et al., 2019). Ad esempio, Lots et al. (2017) includevano nel conteggio complessivo anche le fibre, mentre nel presente studio le microfibre sono state analizzate separatamente (Sezione 5.3) ed escluse dal calcolo dell'abbondanza delle microplastiche. Inoltre, differenze nelle soglie dimensionali considerate, nei protocolli di campionamento e nelle caratteristiche sedimentologiche e idrodinamiche dei siti rendono complesso un confronto quantitativo rigoroso (Prata et al., 2019).

Convertendo i valori di abbondanza ottenuti su base areale è possibile confrontare i risultati con gli studi che esprimono l'abbondanza in items/m². Le abbondanze ottenute variano da $292,5 \pm 359,0$ items/m² per le microplastiche a $185,8 \pm 570,0$ items/m² per le mesoplastiche. I valori ottenuti risultano dunque sensibilmente superiori a quelli riportati da Taïbi et al., (2021) lungo la costa algerina (7.60 ± 18.80 e 66.00 ± 107.28 items/m²) per le plastiche e da Bentaallah et al., (2024), che hanno osservato valori medi di circa 55 items/m² ($55,47 \pm 48,01$) per le microplastiche. Al contrario, essi rimangono inferiori rispetto a quanto riportato da Merlino et al., (2020) per tre spiagge del Santuario Pelagos (535.13 ± 389 items/m²) sempre per le microplastiche.

Le abbondanze relativamente contenute e la variabilità osservata potrebbero essere influenzate anche dalla natura confinata delle *pocket beaches* investigate. Questi sistemi sono caratterizzati da riserve sedimentarie limitate, ridotto scambio di sedimenti con i tratti costieri adiacenti (Corbau et al., 2023), e da una maggiore sensibilità alle dinamiche locali e alle variazioni del volume sedimentario rispetto alle spiagge aperte di maggiori dimensioni (Marco-Peretó et al., 2024). In tale contesto, il materiale plastico accumulato nel sedimento può essere soggetto a rapidi processi di deposizione, risospensione e ridistribuzione, influenzandone la permanenza e la distribuzione spaziale all'interno della spiaggia. Si tratta tuttavia di un'ipotesi interpretativa supportata dalle caratteristiche geomorfologiche di questi sistemi e dalla letteratura disponibile, che richiederebbe verifiche specifiche mediante studi dedicati ai processi di trasporto e ritenzione dei sedimenti e dei detriti plastici.

5.2 FORMA, DIMENSIONE E COMPOSIZIONE CHIMICA

In entrambe le spiagge, Sette Nasi e Sturla e per entrambe le classi dimensionali, i frammenti duri rappresentano la categoria morfologica dominante, con percentuali comprese tra il 54% e il 70% per le microplastiche e tra il 75% e il 79% per le mesoplastiche. Questo pattern è coerente con quanto riportato per il Mar Ligure e il Tirreno settentrionale (Caldwell et al., 2019) e per i sedimenti costieri del Montenegro (Bošković et al., 2022), dove la frammentazione progressiva dei rifiuti plastici è indicata come uno dei principali processi responsabili della formazione di particelle di piccole dimensioni (Caldwell et al., 2019). Una netta dominanza dei frammenti è stata osservata anche in altri contesti mediterranei: Taïbi et al. (2021), lungo la costa algerina occidentale, hanno riportato una prevalenza di frammenti pari all'83,3% per le microplastiche, mentre Bentaallah et al. (2024), sempre sulle spiagge algerine, hanno riscontrato una percentuale di frammenti del 79,8% per le microplastiche. La predominanza dei frammenti, frequentemente caratterizzati da una superficie irregolare e angolosa, suggerisce un'origine prevalentemente secondaria (Andrady, 2011; Wagner et al., 2018), riconducibile alla degradazione e alla frammentazione meccanica di manufatti plastici di maggiori dimensioni (Andrady, 2011; Kole et al., 2017).

Tuttavia, per quanto riguarda le microplastiche, una porzione rilevante era costituita da particelle gommose nere (*rubber granules*) che rappresentavano il 41,2% del totale nella spiaggia dei Sette Nasi e 18,5% del totale a Sturla. Una delle principali sorgenti di microplastiche gommose nere negli ambienti urbani è rappresentata dall'usura degli pneumatici che genera le cosiddette Tyre and Road Wear Particles, (TRWP) (Baensch-Baltruschat et al., 2020; Kole et al., 2017). La morfologia delle particelle rinvenute nel presente studio non sembra essere tuttavia pienamente compatibile con quella tipicamente descritta per i TRWP.

Il confronto morfologico al SEM (Figura 5.1) conferma tale osservazione. Le TRWP riportate in letteratura (Fig. 5.1a) presentano frequentemente forme allungate o irregolari e superfici spesso caratterizzate da inclusioni minerali fini e dimensioni micrometriche (decine di μm). I granuli di intaso impiegati nei campi ad erba sintetica presentano tipicamente forme più regolari e dimensioni maggiori. In particolare, i granuli di riferimento prelevati da campi sportivi genovesi (Fig. 5.1b, 5.2c) mostrano una morfologia a blocchi poligonali ed equidimensionali, con dimensioni millimetriche. Le particelle rinvenute nei campioni di sedimento (Fig. 5.1c) mostrano caratteristiche morfologiche e dimensionali maggiormente compatibili con quelle dei granuli di intaso rispetto a quelle tipicamente descritte per le TRWP.

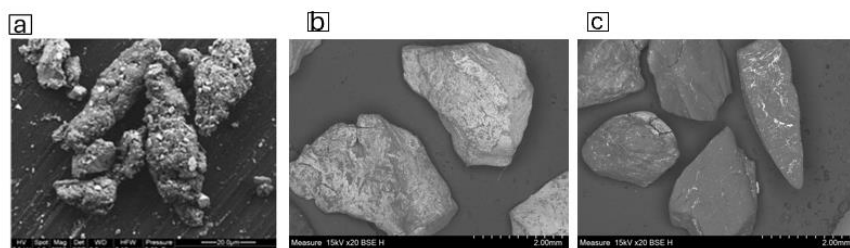


Figura 5.1: Confronto al microscopio elettronico a scansione (SEM) tra (a) particelle da usura di pneumatico e manto stradale (TRWP) riportate in letteratura, di morfologia allungata e cilindrica (scala: 20 μm) (Kreider et al., 2010) ; (b) granuli di intaso di riferimento prelevati da un campo sportivo in erba sintetica genovese, di morfologia poligonale ed equidimensionale (scala: 2,00 mm); (c) particelle gombose rinvenute nei campioni di sedimento del presente studio, morfologicamente sovrapponibili ai granuli di intaso di riferimento (scala: 2,00 mm).

Questa attribuzione è ulteriormente supportata dal colore (Figura 5.2) infatti, i granuli estratti dal sedimento (Fig. 5.2 a–b) presentano in alcuni casi riflessi verdastri, sovrapponibili a quelli prelevati dai campi in erba sintetica di riferimento (Fig. 5.2 c).

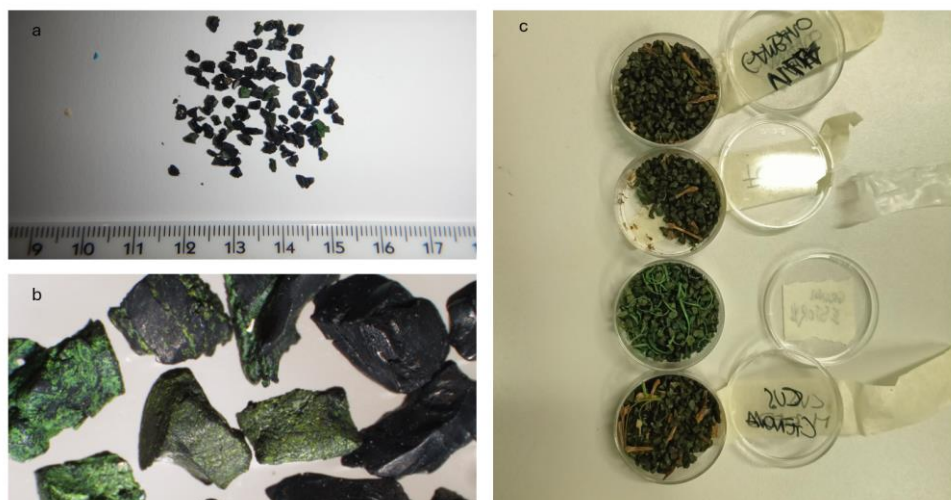


Figura 5.2: Confronto tra i granuli gommosi rinvenuti nei sedimenti di spiaggia e i granuli di intaso di riferimento. (a) Granuli estratti dai campioni di sedimento con scala millimetrica; (b) dettaglio a maggiore ingrandimento dei granuli campionati; (c) granuli di intaso prelevati da campi sportivi in erba sintetica genovesi.

Nel complesso, questi elementi suggeriscono che i granuli di intaso possano rappresentare una sorgente rilevante delle particelle gommose rinvenute nei sedimenti, indicando un possibile contributo significativo anche della componente primaria all'abbondanza complessiva delle microplastiche osservate. Il contesto dei siti rafforza questa lettura: la presenza di molteplici campi in erba sintetica nell'area prossima alle due spiagge, configura quest'ultimi come sorgenti plausibili per l'abbondanza di *rubber granules* osservata. Questo risultato costituisce un elemento potenzialmente rilevante, poiché tali particelle sono state finora scarsamente documentate negli ambienti marini e costieri, e fornisce un dato utile per future indagini nel bacino ligure-tirrenico.

Per quanto riguarda la distribuzione dimensionale, la prevalenza della classe 1–3 mm per le microplastiche, e 5–10 mm per le mesoplastiche in entrambe le spiagge, risulta coerente con il processo di frammentazione progressiva già discusso precedentemente e in accordo con quanto osservato da Rios-Fuster et al., (2023) nell'Area Marina Protetta di Cabrera.

L'analisi della composizione polimerica completa la caratterizzazione morfologica, contribuendo a formulare ipotesi sulle possibili sorgenti di origine e a valutare le differenze nel potenziale di rilascio di sostanze chimiche tra le diverse tipologie di plastica. A tal proposito, il PVC, uno dei polimeri più additivati con plastificanti, quali gli ftalati, e stabilizzanti (Henkel et al., 2022), è risultato tra i materiali più abbondanti e ricorrenti, rientrando stabilmente tra i primi tre, sia nelle microplastiche sia nelle mesoplastiche di entrambe le spiagge. Questo dato è coerente con la sua posizione tra i polimeri più prodotti a livello globale (Campisi et al., 2025) e con la sua elevata densità (1,16–1,58 g/cm³), che può favorirne l'accumulo nei sedimenti. La sua abbondanza potrebbe essere tuttavia sottostimata in letteratura, poiché le soluzioni saline a bassa densità comunemente impiegate nella separazione densimetrica non consentono il recupero efficiente dei polimeri più densi (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Al contrario, la soluzione di ioduro di sodio impiegata in questo lavoro ($\approx 1,8$ g/cm³) risulta idonea al loro recupero. Inoltre, la degradazione fotoossidativa, ne può alterare lo spettro FTIR, aumentando il rischio di una classificazione erranea come polietilene (Fernández-González et al., 2022). Questo sottolinea l'importanza di adottare soluzioni di separazione a densità adeguata e criteri rigorosi di identificazione spettrale per ottenere stime più affidabili della contaminazione da PVC.

La sua elevata densità può inoltre contribuire a spiegare la ricorrenza del PVC in entrambi i siti. Poiché tende a depositarsi più facilmente rispetto ai polimeri galleggianti, il suo rinvenimento può essere compatibile con la presenza di sorgenti locali o prossime alla costa (Horton & Dixon, 2018), tra cui la rete di scarico costiera.

Il polistirene (PS) è risultato essere l'altro polimero più abbondante nelle mesoplastiche, il più rappresentato ai Sette Nasi (39,5%) e il secondo a Sturla (21,6%), rinvenuto quasi esclusivamente in forma di frammenti duri (89,4% dei casi) piuttosto che come foam espanso: la sua origine è quindi più plausibilmente riconducibile a imballaggi monouso rigidi e oggetti di consumo in PS (es. posate, contenitori) frammentati meccanicamente, piuttosto che a manufatti in polistirene espanso, tipicamente associati a galleggianti e cassette per la pesca, la cui presenza nei campioni analizzati in questo lavoro risulterebbe marginale (6,6% dei casi). Polietilene (PE) e polipropilene (PP), pur essendo i polimeri più prodotti a livello globale, sono stati rinvenuti solo in quantità ridotte. Tale risultato potrebbe essere legato alla loro bassa densità, che ne favorisce il galleggiamento e permanenza in colonna d'acqua anziché la deposizione nel sedimento. Coerentemente, PE e PP risultano frequentemente abbondanti nei campioni di acqua superficiale, incluso il Mar Ligure, dove il PP è particolarmente rappresentato nelle frazioni dimensionali più piccole (Tsiaras et al., 2022). Poliammide (PA), polietilene tereftalato (PET) e poliuretano (PU), presenti in quantità marginali, possono essere associati a diverse tipologie di manufatti e attività antropiche. La PA è compatibile con materiali tessili e attrezzi da pesca, mentre il PU può essere riconducibile anche a materiali di coibentazione e applicazioni nautiche. Il PET, può invece derivare, tra le altre sorgenti, dalla frammentazione di imballaggi monouso, come le bottiglie in plastica, processo ampiamente documentato come sorgente di microplastiche secondarie (Wawer et al., 2025).

5.3 MICROFIBRE

L'analisi delle microfibre tramite spettroscopia μ -FTIR è stata condotta in quanto, sulla sola base visiva, molte fibre presentano un aspetto compatibile con quello delle fibre sintetiche, senza che ciò ne confermasse la natura plastica. Solo una parte delle fibre selezionate ha restituito uno spettro sufficientemente interpretabile da consentirne la classificazione. La limitata qualità del segnale potrebbe essere legata a vari fattori, tra cui l'interferenza di coloranti, trattamenti superficiali, processi di degradazione o al ridotto diametro di molte fibre, che può complicarne l'analisi, anche mediante μ -FTIR (Löder & Gerdt, 2015). I risultati riportati seguito si riferiscono pertanto esclusivamente alle fibre classificabili.

Tra queste, la componente predominante è risultata essere di origine naturale (89,9%), costituita quasi interamente da fibre cellulosiche, con una quota minoritaria di lana (3,9%). Le fibre sintetiche rappresentavano il 10,1% delle fibre identificate ed erano costituite prevalentemente da PET (91,3%), mentre il PP era presente in percentuali più basse (8,7%).

Questo risultato presenta una rilevanza metodologica, poiché, in assenza di caratterizzazione chimica, una parte cospicua delle fibre avrebbe potuto essere classificata come microplastica sulla

sola base morfologica, determinando una possibile sovrastima dell'abbondanza, come discusso anche da Caldwell et al. (2019) nello stesso bacino. La prevalenza di fibre di origine naturale è in linea con quanto osservato su scala globale da Suaria et al. (2020), nelle acque oceaniche superficiali, suggerendo che il fenomeno non sia circoscritto al presente studio, nonostante i polimeri sintetici costituiscano la maggior parte della produzione tessile mondiale. Il confronto, principalmente metodologico, sottolinea quindi l'importanza dell'analisi spettroscopica per una stima più affidabile della contaminazione da microplastiche (Santini et al., 2022).

Tra le fibre naturali classificabili, la componente cellulosica può derivare sia da materiali tessili, sia vegetali, mentre la lana, essendo una fibra di origine animale, rappresenta un indicatore più specifico di apporti tessili (Suaria et al., 2020). Infatti, il suo trasferimento ai sedimenti costieri è compatibile con apporti veicolati dalle acque reflue e dal dilavamento urbano, anche in relazione alla presenza di impianti di depurazione in prossimità di entrambe le spiagge.

Tra le fibre sintetiche classificabili, il PET è risultato predominante, coerentemente con il suo ampio impegno nel settore tessile (Textile Exchange, 2019) e con la sua frequente presenza negli ambienti marini (Suaria et al., 2020). Le fibre di poliestere possono infatti essere rilasciate durante il lavaggio domestico di capi sintetici (Browne et al., 2011; Henry et al., 2019) e raggiunge i sedimenti costieri attraverso le acque reflue, poiché gli impianti di depurazione non ne garantiscono la completa rimozione (Mishra et al., 2019).

Il PP, presente in percentuali più contenute, potrebbe essere associato a diverse origini. Questo polimero è infatti impiegato nella produzione di corde nautiche, reti da pesca e tessili tecnici. La sua presenza risulta pertanto compatibile con le attività portuali e nautiche riconducibili alla vicinanza del porto di Genova e all'intenso traffico diportistico lungo la costa.

5. 4 GRANULOMETRIA DEI SEDIMENTI

La geomorfologia e le caratteristiche granulometriche di una spiaggia possono influenzare la ritenzione dei rifiuti plastici nei sedimenti. Ad esempio, la morfologia semi-confinata dei Sette Nasi, delimitata da frangiflutti in massi ciclopici, potrebbe favorire l'intercettazione e la ritenzione locale del materiale rispetto a tratti costieri più aperti. Per esplorare l'eventuale associazione tra l'abbondanza di microplastiche e mesoplastiche e la percentuale delle diverse classi granulometriche, è stata condotta un'analisi di correlazione di Spearman separatamente per ciascun sito.

A Sette Nasi è emersa una correlazione positiva, moderata e significativa tra la frazione di sabbia fine e l'abbondanza di microplastiche, cioè dove la percentuale di sabbia fine è maggiore, tende ad essere maggiore anche l'abbondanza di microplastiche. Questa tendenza è coerente con i meccanismi di co-

deposizione di particelle leggere e sedimenti fini in condizioni di bassa energia idrodinamica (Chubarenko et al., 2018). A Sturla, invece, nessuna classe granulometrica ha mostrato un'associazione significativa, suggerendo che il rapporto tra granulometria e abbondanza di microplastiche non sia una relazione costante ma che possa dipendere dall'assetto idrodinamico locale. Tale risultato è in linea con quanto osservato da Asensio-Montesinos et al., (2022), che hanno riscontrato una relazione analoga in una sola di due spiagge a pressione antropica contrastante

Per le mesoplastiche, l'unica correlazione statisticamente significativa, di segno negativo, è stata osservata a Sette Nasi con la frazione granulometrica dei granuli (2–4 mm), in questo caso, dove la percentuale di granuli è maggiore, l'abbondanza di mesoplastiche tende a essere minore. Tale associazione potrebbe riflettere differenze nelle condizioni idrodinamiche tra i punti di uno stesso sito: nei punti caratterizzati da sedimenti più grossolani, una maggiore energia del moto ondoso potrebbe favorire la rimobilitazione e la dispersione delle mesoplastiche. Tuttavia, non essendo emersa alcuna relazione con la frazione dei ciottoli (> 4 mm), non è possibile individuare un andamento pienamente coerente con questo fenomeno.

Nel complesso, i risultati suggeriscono che la granulometria possa contribuire alla distribuzione delle particelle plastiche, ma debba essere interpretata insieme ad altri fattori locali, quali idrodinamica, morfologia del sito e vicinanza a potenziali sorgenti.

5.5 *P. oceanica* E ACCUMULO DI PLASTICHE

L'analisi di correlazione tra la quantità di detrito di *P. oceanica* e l'abbondanza delle due frazioni plastiche ha evidenziato una risposta distinta tra microplastiche e mesoplastiche: per le microplastiche la relazione con la quantità di detrito risulta debole e meno evidente, mentre per le mesoplastiche la correlazione è positiva, forte e statisticamente significativa in entrambi i siti.

Questa differenza potrebbe essere interpretata, in via ipotetica, alla luce del meccanismo di intrappolamento fisico esercitato dai depositi temporanei di detrito spiaggiato. La matrice fibrosa formata dai residui fogliari può creare strutture tridimensionali in grado di intercettare e trattenere il materiale plastico di dimensioni compatibili con gli spazi presenti nel detrito. Le mesoplastiche risultano dimensionalmente maggiormente compatibili con questo meccanismo, in linea con la correlazione positiva osservata in entrambi i siti. Le microplastiche, al contrario, potrebbero presentare un comportamento idrodinamico più simile a quello delle particelle fini ed essere più facilmente mobilizzate dall'azione delle onde e dai flussi interstiziali, risultando meno trattenute. Questa interpretazione, in linea con l'assenza di correlazione qui osservata, resta tuttavia un'ipotesi interpretativa e non dimostra direttamente il processo di intrappolamento.

Il confronto con la letteratura recente supporta comunque la plausibilità di questa ipotesi, sebbene gli studi disponibili siano ancora limitati. Afeniforo et al., (2025), nella prima valutazione quantitativa di plastiche intrappolate nelle banquette di *P. oceanica* su tre spiagge maltesi, hanno riscontrato che le mesoplastiche costituiscono la categoria dimensionale più abbondante tra il materiale intercettato dal detrito. Pur riferendosi a depositi più persistenti rispetto a quelli osservati nel presente studio, tale risultato è coerente con la correlazione positiva tra mesoplastiche e detrito rilevata nei due siti liguri. Sghaier et al., (2025) hanno documentato microplastiche in tutti i campioni di banquette analizzati lungo le coste tunisine.

Questi risultati suggeriscono che, analogamente alle banquette, i depositi temporanei di *Posidonia oceanica*, oltre a svolgere importanti funzioni ecologiche (protezione dall'erosione, apporto di nutrienti, rifugio e fonte trofica per la fauna invertebrata di spiaggia) (Colombini et al., 2009), possano rappresentare comparti transitori di ritenzione delle mesoplastiche. La gestione del detrito di *P. oceanica* dovrebbe dunque tener conto sia delle sue funzioni ecologiche sia della possibile presenza di materiale plastico intrappolato.

5. 6 LIMITI DELLO STUDIO E PROSPETTIVE FUTURE

Il presente studio ha consentito di caratterizzare l'abbondanza, la morfologia e la composizione polimerica delle microplastiche non fibrose e delle mesoplastiche presenti nei sedimenti di due spiagge urbane del litorale genovese, integrando quattro campagne di campionamento condotte in due annualità. L'approccio adottato ha inoltre permesso di approfondire la composizione delle microfibre mediante μ -FTIR e di esplorare l'associazione tra le particelle plastiche, le caratteristiche granulometriche dei sedimenti e il detrito spiaggiato di *P. oceanica*. Nel complesso, questo lavoro si inserisce nel progetto SUNRISE (Le soluzioni basate sulla natura per la conservazione della biodiversità marina e lo sviluppo sostenibile in Mar Ligure) e costituisce una base di riferimento per il monitoraggio a lungo termine, contribuendo alle attività richieste dalla Marine Strategy Framework Directive e alla conoscenza dell'ecosistema spiaggia nel Mar Ligure.

Alcuni aspetti metodologici devono tuttavia essere considerati nell'interpretazione dei risultati. Il campionamento, è stato limitato alla prima linea di spiaggiamento, in accordo con i protocolli raccomandati per spiagge di piccole dimensioni (Besley et al., 2017; Wootton et al., 2025), mentre l'analisi delle microplastiche è stata effettuata sub-campione di sedimento di circa 500 g, scelta che può introdurre variabilità in matrici caratterizzate da una distribuzione eterogenea delle particelle. Analogamente, la quota di microfibre non identificabili mediante μ -FTIR (54,7%), riconducibile a fattori ampiamente documentati in letteratura quali dimensioni ridotte e alterazione degli spettri

(Löder & Gerdts, 2015), introduce un margine di incertezza nella stima del rapporto fibre naturali/sintetiche, che deve quindi essere riferita esclusivamente alla frazione classificabile. Si tratta di limiti comuni alla gran parte degli studi di monitoraggio delle microplastiche in matrici sedimentarie, che non compromettono la validità delle tendenze osservate.

Alcuni sviluppi futuri potrebbero rafforzare questo quadro: l'estensione del campionamento a più transetti e profondità del sedimento, l'inclusione di più cicli stagionali, l'integrazione con dati idrodinamici e pluviometrici, e l'aumento del numero di fibre sottoposte a μ -FTIR.

Una prospettiva di particolare rilevanza ecologica riguarda lo studio della fauna associata alle banquette di *P. oceanica*. Questi accumuli di detrito ospitano infatti una ricca comunità di invertebrati (anfipodi, isopodi, e altri organismi di spiaggia) che si nutrono direttamente del materiale vegetale in decomposizione o dei detritivori a esso associati (Karlsson et al., 2018; Ory et al., 2017; Sawalman et al., 2021). Poiché le banquette trattengono anche una quantità significativa di mesoplastiche, come emerso in questo lavoro, gli organismi che vi si nutrono potrebbero entrare in contatto diretto con questo materiale o ingerirlo accidentalmente insieme al detrito vegetale, con un potenziale rischio di trasferimento delle plastiche, e dei contaminanti a esse associati, lungo la rete trofica di spiaggia. Studi futuri mirati a verificare l'ingestione di plastiche da parte di questi organismi permetterebbero di chiarire se e in che misura questo meccanismo di accumulo comporti un reale rischio ecologico.

6. CONCLUSIONI

Il presente studio condotto sulle spiagge dei Sette Nasi e di Sturla ha evidenziato una generale eterogeneità delle particelle plastiche rinvenute nei sedimenti. In entrambi i siti e per entrambe le classi dimensionali considerate, la morfologia prevalente è risultata essere quella dei frammenti duri, riconducibile alla progressiva frammentazione di manufatti di maggiori dimensioni, suggerendo un'origine principalmente secondaria. Una porzione rilevante delle microplastiche non fibrose era tuttavia costituita da granuli di gomma nera, le cui caratteristiche morfologiche sono risultate compatibili con quelle dei granuli da intaso impiegati nei campi sportivi in erba sintetica. Tale risultato suggerisce un possibile contributo significativo anche delle microplastiche primarie e fornisce un dato di interesse su una sorgente ancora scarsamente documentata negli ambienti marini e costieri. Tra i polimeri predominanti rientra il PVC, la cui presenza suscita particolare interesse, sia per l'elevata densità, che può favorirne la deposizione nei sedimenti, sia per il potenziale rilascio degli additivi associati. L'analisi delle microfibre mediante μ -FTIR ha inoltre evidenziato, tra le fibre identificate, la netta predominanza di fibre naturali rispetto a quelle sintetiche, suggerendo come la sola identificazione visiva avrebbe potuto determinare una sovrastima dell'abbondanza di microplastiche. Uno degli aspetti di maggiore interesse riguarda la relazione con il detrito di *Posidonia oceanica*. Mentre l'abbondanza di microplastiche non ha mostrato associazioni significative con la quantità di detrito spiaggiato, le mesoplastiche risultavano positivamente e significativamente correlate in entrambi i siti. Tale relazione potrebbe riflettere un meccanismo di intrappolamento fisico operato dalla matrice fibrosa dei depositi temporanei di *P. oceanica*, potenzialmente più efficace nei confronti di particelle di taglia maggiore. Tale lettura resta tuttavia da intendersi come ipotesi interpretativa da verificare.

Nel complesso, i risultati ottenuti contribuiscono ad ampliare la conoscenza sull'inquinamento da plastica nelle spiagge urbane del Mar Ligure e forniscono una base per studi futuri, contribuendo a una migliore comprensione dei fattori che influenzano l'accumulo dei detriti antropogenici sugli arenili liguri, spesso caratterizzati da analoghe condizioni morfodinamiche e da simili sorgenti di immissione. In questa prospettiva, la possibile funzione dei depositi temporanei di *P. oceanica* quali serbatoi transitori di mesoplastiche e dei relativi contaminanti, suggerisce l'opportunità di considerarne con attenzione la gestione, bilanciandone il valore ecologico con il potenziale ruolo di accumulo.

BIBLIOGRAFIA

- Afeniforo, T., D'Iglio, C., Borg, J. A., Litvinenko, I., Spanò, N., & Savoca, S. (2025). *Posidonia oceanica* wrack intercepts plastic debris: First evaluated evidence on Maltese beaches. *Regional Studies in Marine Science*, 90, 104439.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104439>
- Agnes, C., Perveen, N., Atif Raza, S., & Hasan Khan, N. H. (2022). Quantitative Determination of Metformin Hydrochloride Tablet of Different Brands Available in Malaysia by UV Spectrophotometry and Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). *Biomedical Journal of Scientific & Technical Research*, 46(3).
<https://doi.org/10.26717/BJSTR.2022.46.007345>
- Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A., & Bergman, Å. (2003). An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environment International, The State-of-Science and Trends of BFRs in the Environment*, 29(6), 683–689.
[https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00121-1](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00121-1)
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Duránte Jiméneez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019). *Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment* | *Nature Geoscience*. <https://www.nature.com/articles/s41561-019-0335-5>
- Alomar, C., Estarellas, F., & Deudero, S. (2016). Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, 115, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005>
- Andrade, J. M., Ferreiro, B., López-Mahía, P., & Muniategui-Lorenzo, S. (2020). Standardization of the minimum information for publication of infrared-related data when microplastics are

- characterized. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111035.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111035>
- Andrady, A. L. (2011a). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Andrady, A. L. (2011b). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Andriolo, U., & Gonçalves, G. (2022). Is coastal erosion a source of marine litter pollution? Evidence of coastal dunes being a reservoir of plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113307. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113307>
- Arthur, C., Baker, J. E., & Bamford, H. A. (2008, novembre 9). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*. International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509>
- Asakura, H. (2024). Representation of investigation results of microplastics on sandy beaches—Accumulation rate and abundance in the entire study site. *PeerJ*, 12, e17207. <https://doi.org/10.7717/peerj.17207>
- Asensio-Montesinos, F., Blaya-Valencia, G., Corbí, H., Beltrán-Sanahuja, A., & Sanz-Lázaro, C. (2022). Microplastic accumulation dynamics in two Mediterranean beaches with contrasting inputs. *Journal of Sea Research*, 188, 102269. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102269>
- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2020). Tyre and road wear particles (TRWP)—A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Science of The Total Environment*, 733, 137823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137823>
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). *The value of estuarine and coastal ecosystem services*. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>

- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Bentaallah, M. E. A., Baghdadi, D., Gündoğdu, S., Megharbi, A., Taibi, N.-E., & Büyükdeveci, F. (2024). Assessment of microplastic abundance and impact on recreational beaches along the western Algerian coastline. *Marine Pollution Bulletin*, 199, 116007.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.116007>
- Bergmann, M. (con un contributo di Gutow, L., & Klages, M.). (2015). *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing AG.
- Besley, A., Vijver, M. G., Behrens, P., & Bosker, T. (2017). A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>
- Bošković, N., Joksimović, D., Perošević-Bajčeta, A., Peković, M., & Bajt, O. (2022). Distribution and characterization of microplastics in marine sediments from the Montenegrin coast. *Journal of Soils and Sediments*, 22(11), 2958–2967. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03166-3>
- Boucher, J., & Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. IUCN International Union for Conservation of Nature.
<https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- 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.
<https://doi.org/10.1021/es201811s>

- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110572>
- Campisi, L., La Motta, C., & Napierska, D. (2025). Polyvinyl chloride (PVC), its additives, microplastic and human health: Unresolved and emerging issues. *Science of The Total Environment*, 960, 178276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178276>
- Capolupo, P., Valbonesi, P., & Fabbri, E. (2021). *A Comparative Assessment of the Chronic Effects of Micro- and Nano-Plastics on the Physiology of the Mediterranean Mussel Mytilus galloprovincialis*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/nano11030649>
- Carpi, L., Mucerino, L., Bonello, G., Besio, G., & Ferrari, M. (2021). Rip currents investigation on a Ligurian pocket beach, NW Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 262, 107579. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107579>
- Chen, Y., Zou, C., Mastalerz, M., Hu, S., Gasaway, C., & Tao, X. (2015). *Applications of Micro-Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) in the Geological Sciences—A Review*. <https://www.mdpi.com/1422-0067/16/12/26227>
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., & Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 108(1–2), 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.048>
- Chubarenko, I. P., Esiukova, E. E., Bagaev, A. V., Bagaeva, M. A., & Grave, A. N. (2018). Three-dimensional distribution of anthropogenic microparticles in the body of sandy beaches. *Science of The Total Environment*, 628–629, 1340–1351. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.167>
- Claro, F., Fossi, M. C., Ioakeimidis, C., Bains, M., Lusher, A. L., Mc Fee, W., McIntosh, R. R., Pelamatti, T., Sorce, M., Galgani, F., & Hardesty, B. D. (2019). Tools and constraints in monitoring interactions between marine litter and megafauna: Insights from case studies

around the world. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 147–160.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.018>

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.

<https://doi.org/10.1021/es504525u>

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Colombini, I., Mateo, M. Á., Serrano, O., Fallaci, M., Gagnarli, E., Serrano, L., & Chelazzi, L. (2009). Sul ruolo della spiaggia di *Posidonia oceanica* per macroinvertebrati di una costa sabbiosa tirrenica. *Acta Oecologica*, 35(1), 32–44.

<https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.07.005>

Constant, M., Kerhervé, P., Mino-Vercellio-Verollet, M., Dumontier, M., Sánchez Vidal, A., Canals, M., & Heussner, S. (2019). Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 263–273.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.032>

Corami, F., Rosso, B., Bravo, B., Gambaro, A., & Barbante, C. (2020). A novel method for purification, quantitative analysis and characterization of microplastic fibers using Micro-FTIR. *Chemosphere*, 238, 124564. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124564>

Corbau, C., Lazarou, A., Buoninsegni, J., Olivo, E., Gazale, V., Nardin, W., Simeoni, U., & Carboni, D. (2023). Linking marine litter accumulation and beach user perceptions on pocket beaches of Northern Sardinia (Italy). *Ocean & Coastal Management*, 232, 106442.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106442>

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Ubeda, B., hernandez-Leon, S., Palma, A. T., Navarro, S., Garcia-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernandez-de Puellas, M. L., &

- Duarte, C. M. (2014, ottobre 3). *Plastic debris in the open ocean* | *PNAS*.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J. I., Ubeda, B., Gálvez, J. Á., Irigoien, X., & Duarte, C. M. (2015). Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. *PLOS ONE*, 10(4), e0121762. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121762>
- de los Santos, C. B., Krång, A.-S., & Infantes, E. (2021). Microplastic retention by marine vegetated canopies: Simulations with seagrass meadows in a hydraulic flume. *Environmental Pollution*, 269, 116050. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116050>
- de Smit, J. C., Anton, A., Martin, C., Rossbach, S., Bouma, T. J., & Duarte, C. M. (2021). Habitat-forming species trap microplastics into coastal sediment sinks. *Science of The Total Environment*, 772, 145520. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145520>
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., & Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>
- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Direttiva (UE). (2019). *Direttiva (UE) 2019/ del Parlamento europeo e del Consiglio, del 5 giugno 2019, sulla riduzione dell'incidenza di determinati prodotti di plastica sull'ambiente*.
- 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), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Duarte, C. M., Marbà, N., Gacia, E., Fourqurean, J. W., Beggins, J., Barrón, C., & Apostolaki, E. T. (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4). <https://doi.org/10.1029/2010GB003793>
- ECHA. (2019). *Restriction Report. Proposal for a Restriction*. Intentionally Added Microplastics.

- Engler, R. E. (2012). The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environmental Science & Technology*, 46(22), 12302–12315.
<https://doi.org/10.1021/es3027105>
- Francour, P. (1997). Fish Assemblages of *Posidonia oceanica* Beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): Assessment of Composition and Long-Term Fluctuations by Visual Census. *Marine Ecology*, 18(2), 157–173. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1997.tb00434.x>
- Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Frias, J. P. G. L., Sobral, P., & Ferreira, A. M. (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 1988–1992.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>
- Frias, J., Pagter, E., Nash, R., O'Connor, I., Carretero, O., Filgueiras, A., Viñas, L., Gago, J., Antunes, J., Bessa, F., Sobral, P., Goruppi, A., Tirelli, V., Pedrotti, M. L., Suaria, G., Aliani, S., Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., & Gerdt, G. (2018). *Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36256.89601/1>
- Galani, G., Nunes, A., Piccinin, I., Fazzardo, L., Goulart, S., Alberti, T., Vilas-Boas, V., & Maraschin, M. (2025). The Environmental Impacts of Nanoplastics in Marine Ecosystems. In E. Alfaro-Moreno & F. Murphy (A c. Di), *Nanosafety: A Comprehensive Approach to Assess Nanomaterial Exposure on the Environment and Health* (pp. 439–477). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-93871-9_16
- GESAMP. (2015). *Report of the 42nd Session of GESAMP, 2015*. UNESCO-IOC.
- GESAMP. (2019). *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean*. Journal Series GESAMP Reports and Studies.
<https://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>

- Godoy, V., Prata, J. C., Blázquez, G., Almendros, A. I., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., Calero, M., & Martín-Lara, M. Á. (2020). Effects of distance to the sea and geomorphological characteristics on the quantity and distribution of microplastics in beach sediments of Granada (Spain). *Science of The Total Environment*, 746, 142023.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142023>
- Goldberg, E. D. (1994). Diamonds and plastics are forever? *Marine Pollution Bulletin*, 28(8), 466.
[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90511-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90511-8)
- Grini, H., Metallaoui, S., González-Fernández, D., & Bensouilah, M. (2022). First evidence of plastic pollution in beach sediments of the Skikda coast (northeast of Algeria). *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113831. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113831>
- Hendriks, I. E., Sintes, T., Bouma, T. J., & Duarte, C. M. (2008). Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of the seagrass *Posidonia oceanica* on flow and particle trapping. *Marine Ecology Progress Series*, 356, 163–173.
<https://doi.org/10.3354/meps07316>
- Henkel, C., Huffer, T., & Hofmann, T. (2022, settembre 26). *Polyvinyl Chloride Microplastics Leach Phthalates into the Aquatic Environment over Decades* | *Environmental Science & Technology*. Environmental Science & Technology.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05108>
- Henry, B., Laitala, K., & Klepp, I. G. (2019). Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Science of The Total Environment*, 652, 483–494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.166>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096>

- 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. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Hinata, H., Mori, K., Ohno, K., Miyao, Y., & Kataoka, T. (2017). An estimation of the average residence times and onshore-offshore diffusivities of beached microplastics based on the population decay of tagged meso- and macrolitter. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1), 17–26. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.012>
- Holmes, L. A., Turner, A., & Thompson, R. C. (2012). Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 160, 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>
- Hua, J., Lundqvist, M., Naidu, S., Ekvall, M. T., & Cedervall, T. (2024). Environmental risks of breakdown nanoplastics from synthetic football fields. *Environmental Pollution*, 347, 123652. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123652>
- Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(7), 524–537. <https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.524>
- Isobe, A., & Iwasaki, S. (2022). The fate of missing ocean plastics: Are they just a marine environmental problem? *Science of The Total Environment*, 825, 153935. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153935>
- Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F., & Fillmann, G. (2014). Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(7), 2004. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2004-z>

- Ivar Do Sul, J. A., Spengler, Â., & Costa, M. F. (2009). Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1236–1238.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>
- Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., & Hassellöv, M. (2018). The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.041>
- Kedzierski, M., Le Tilly, V., César, G., Sire, O., & Bruzard, S. (2017). Efficient microplastics extraction from sand. A cost effective methodology based on sodium iodide recycling. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1), 120–129.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.002>
- Khoshhesab, Z. M. (2012). Reflectance IR Spectroscopy. In T. Theophanides (A c. Di), *Infrared Spectroscopy—Materials Science, Engineering and Technology*. InTech.
<https://doi.org/10.5772/37180>
- Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental Science & Technology*, 50(7), 3315–3326. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>
- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J., & Ragas, A. M. J. (2017). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), 1265.
<https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Laglbauer, B. J. L., Franco-Santos, R. M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., & Deprez, T. (2014). Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1), 356–366.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.036>

- Leads, R. R., Weinstein, J. E., Kell, S. E., Overcash, J. M., Ertel, B. M., & Gray, A. D. (2023). Spatial and temporal variability of microplastic abundance in estuarine intertidal sediments: Implications for sampling frequency. *Science of The Total Environment*, 859, 160308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160308>
- Lee, J., Hong, S., Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, Y. C., Jang, M., Heo, N. W., Han, G. M., Lee, M. J., Kang, D., & Shim, W. J. (2013). Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1), 349–354. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.013>
- Lee, K. W., Shim, W. J., Kwon, O. Y., & Kang, J.-H. (2013). Size-Dependent Effects of Micro Polystyrene Particles in the Marine Copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology*, 47(19), 11278–11283. <https://doi.org/10.1021/es401932b>
- Liang, B., Gao, S., Zhang, S., & Gao, C. (2024). Distribution characteristics and ecological risk assessment of microplastics in intertidal sediments near coastal water. *Marine Environmental Research*, 195, 106353. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2024.106353>
- Liebezeit, G., & Dubaish, F. (2012). Microplastics in Beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(1), 213–217. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0642-7>
- Liu, J., Yang, Y., Ding, J., Zhu, B., & Gao, W. (2019). Microfibers: A preliminary discussion on their definition and sources. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(28), 29497–29501. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06265-w>
- Löder, M. G. J., & Gerdts, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (A c. Di), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 201–227). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8
- Lots, F. A. E., Behrens, P., Vijver, M. G., Horton, A. A., & Bosker, T. (2017). A large-scale investigation of microplastic contamination: Abundance and characteristics of microplastics

- in European beach sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1), 219–226.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.057>
- Lusher, A. L., McHugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1–2), 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- Marbà, N., Díaz-Almela, E., & Duarte, C. M. (2014). Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation*, 176, 183–190.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.024>
- Marco-Peretó, C., Durán, R., Toomey, T., & Guillén, J. (2024). Controls on the morphological evolution of embayed beaches: Morphometry versus external forcing. *Earth Surface Processes and Landforms*, 49(4), 1289–1302. <https://doi.org/10.1002/esp.5766>
- Marine Strategy Framework Directive. (2010, ottobre 13). *DECRETO LEGISLATIVO 13 ottobre 2010, n. 190*.
- Masura, J., Baker, J. E., Foster, G. D. (Gregory D., Arthur, C., & Herring, C. (2015). *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. <https://repository.library.noaa.gov>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318–324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>
- Mendez-Sanhueza, S., Torres, M., Pozo, K., Del Aguila, G., Hernandez, F., Jacobsen, C., & Echeverry, D. (2023). Microplastics in Seabird Feces from Coastal Areas of Central Chile. *Animals*, 13(18), 2840. <https://doi.org/10.3390/ani13182840>
- Menicagli, V., De Battisti, D., Balestri, E., Federigi, I., Maltagliati, F., Verani, M., Castelli, A., Carducci, A., & Lardicci, C. (2022). Impact of storms and proximity to entry points on marine litter and wrack accumulation along Mediterranean beaches: Management

implications. *Science of The Total Environment*, 824, 153914.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153914>

Merlino, S., Locritani, M., Bernardi, G., Como, C., Legnaioli, S., Palleschi, V., & Abbate, M.

(2020). Spatial and Temporal Distribution of Chemically Characterized Microplastics within the Protected Area of Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean Sea): Focus on Natural and Urban Beaches. *Water*, 12(12), 3389. <https://doi.org/10.3390/w12123389>

Mishra, S., Rath, C. C., & Das, A. P. (2019). Marine microfiber pollution: A review on present status and future challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 188–197.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.039>

Misic, C., & Covazzi Harriague, A. (2013). Urbanised beaches of the Ligurian coastal area (NW Mediterranean): A classification based on organic-matter characteristics and hydrolytic enzymatic activities. *Marine Environmental Research*, 87–88, 103–111.

<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.04.002>

Misic, C., Covazzi Harriague, A., & Trielli, F. (2011). Organic matter recycling in a beach environment influenced by sunscreen products and increased inorganic nutrient supply (Sturla, Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Science of The Total Environment*, 409(9), 1689–1696. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.12.015>

Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research, The Plastic World*, 108(2), 131–139.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

MSFD. (2013). *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas*. Technical Group on Marine Litter. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00632/74392/>

Murray, F., & Cowie, P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1207–1217.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032>

- Nandiyanto, A. B. D., Oktiani, R., & Ragadhita, R. (2019). *How to Read and Interpret FTIR Spectroscopy of Organic Material*.
- Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., & Thompson, R. C. (2014). Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2(6), 315–320. <https://doi.org/10.1002/2014EF000240>
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G. C., Van Look, K. J. W., & Tyler, C. R. (2009). A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2047–2062. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0242>
- Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J. L., & Thiel, M. (2017). Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Science of The Total Environment*, 586, 430–437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.175>
- Paradinas, L. M., James, N. A., Quinn, B., Dale, A., & Narayanaswamy, B. E. (2021). A New Collection Tool-Kit to Sample Microplastics From the Marine Environment (Sediment, Seawater, and Biota) Using Citizen Science. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.657709>
- Peng, X., Chen, M., Chen, S., Dasgupta, S., Xu, H., Ta, K., Du, M., Li, J., Guo, Z., & Bai, S. (2018). Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. *Geochemical Perspectives Letters*, 1–5. <https://doi.org/10.7185/geochemlet.1829>
- Plastics Europe. (2025). Plastics the Fast Facts 2025 • Plastics Europe. *Plastics Europe*. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2025/>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>

- Prata, J. C., Reis, V., Paço, A., Martins, P., Cruz, A., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Effects of spatial and seasonal factors on the characteristics and carbonyl index of (micro)plastics in a sandy beach in Aveiro, Portugal. *Science of The Total Environment*, 709, 135892. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135892>
- Rahman, S. Md. A., Robin, G. S., Momotaj, M., Uddin, J., & Siddique, M. A. M. (2020). Occurrence and spatial distribution of microplastics in beach sediments of Cox's Bazar, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111587. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111587>
- Rathore, C., Saha, M., Gupta, P., Kumar, M., Naik, A., & de Boer, J. (2023). Standardization of micro-FTIR methods and applicability for the detection and identification of microplastics in environmental matrices. *Science of The Total Environment*, 888, 164157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164157>
- Remy, F., Collard, F., Gilbert, B., Compere, P., Eppe, G., & Lepoint, G. (2015, ottobre 4). *When Microplastic Is Not Plastic: The Ingestion of Artificial Cellulose Fibers by Macrofauna Living in Seagrass Macrophytodetritus* | *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02005>
- Rigatou, D., Gerakaris, V., Digka, N., Adamopoulou, A., Patsiou, D., Hatzonikolakis, Y., Tsiaras, K., Tsangaris, C., Zeri, C., Kaberi, H., & Raitzos, D. E. (2025). The role of seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) as microplastics sink and vector to benthic food webs. *Marine Pollution Bulletin*, 211, 117420. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117420>
- Rios-Fuster, B., Compa, M., Alomar, C., Morató, M., Ryfer, D., Villalonga, M., & Deudero, S. (2023). Are seafloor habitats influencing the distribution of microplastics in coastal sediments of a Marine Protected Area? *Environmental Science and Pollution Research*, 30(17), 49875–49888. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25536-1>
- Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets: Implications for Plastic

- Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 130109073312009.
<https://doi.org/10.1021/es303700s>
- Rochman M., C., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh J., S. (2013, novembre 21). *Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress* | *Scientific Reports*.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1038/srep03263>
- Rosso, B. (2018). *Rilascio di fibre microplastiche nelle acque di scarico dei lavaggi domestici*.
 Università Ca' Foscari Venezia.
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., & Schmitt-Jansen, M. (2017). Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(7), 258–267.
<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00164>
- Sanchez-Vidal, A., Canals, M., de Haan, W. P., Romero, J., & Veny, M. (2021). Seagrasses provide a novel ecosystem service by trapping marine plastics. *Scientific Reports*, 11(1), 254.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-79370-3>
- Santini, S., De Beni, E., Martellini, T., Sarti, C., Randazzo, D., Ciruolo, R., Scopetani, C., & Cincinelli, A. (2022). Occurrence of Natural and Synthetic Micro-Fibers in the Mediterranean Sea: A Review. *Toxics*, 10(7), 391. <https://doi.org/10.3390/toxics10070391>
- Sawalman, R., Werorilangi, S., Ukkas, M., Mashoreng, S., Yasir, I., & Tahir, A. (2021). Microplastic abundance in sea urchins (*Diadema setosum*) from seagrass beds of Barranglompo Island, Makassar, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 763(1), 012057. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/763/1/012057>
- Sghaier, D. B., Chniti, I., Barhoumi-Slimi, T., Zaaboub, N., & EL Bour, M. (2025). The trapping of microplastics in the *Posidonia oceanica* aegagropiles in Tunisian coastal areas—Southern Mediterranean. *Frontiers in Marine Science*, 12.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1663783>

- Short, A. D., & Wright, L. D. (1983). Physical Variability of Sandy Beaches. In A. McLachlan & T. Erasmus (A c. Di), *Sandy Beaches as Ecosystems* (pp. 133–144). Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-017-2938-3_8
- Sparks, E. (2024). *Microplastics Sampling and Processing Guidebook* | Mississippi State University Extension Service. <https://extension.msstate.edu/publications/microplastics-sampling-and-processing-guidebook>
- Suaria, G., Achtypi, A., Perold, V., Lee, J. R., Pierucci, A., Bornman, T. G., Aliani, S., & Ryan, P. G. (2020). Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. *Science Advances*, 6(23), eaay8493. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay8493>
- Sun, C., Teng, J., Wang, D., Zhao, J., Shan, E., & Wang, Q. (2023). The adverse impact of microplastics and their attached pathogen on hemocyte function and antioxidative response in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Chemosphere*, 325, 138381.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138381>
- Taïbi, N.-E., Bentaallah, M. E. A., Alomar, C., Compa, M., & Deudero, S. (2021). Micro- and macro-plastics in beach sediment of the Algerian western coast: First data on distribution, characterization, and source. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112168.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112168>
- Textile Exchange. (2019). *Preferred fiber & materials—Market report 2019*.
https://doi.org/https://textileexchange.org/app/uploads/2025/02/Textile-Exchange_PREFERRED-Fiber-Material-Market-Report_2019.pdf
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Tian, Z., Zhao, H., Petre, K. T., Gonzalez, M., Wetzel, J., Wu, C., Hu, X., Prat, J., Mudrock, E., Hettinger, R., Cortina, A. E., Biswas, R. G., Kock, F. V. C., Snoong, R., Jenne, A., Du, Hou, F., He, H., Lundeen, R., ... Kolodziej, E. P. (2021). *A ubiquitous tire rubber-derived*

chemical induces acute mortality in coho salmon | Science.

<https://www.science.org/doi/10.1126/science.abd6951>

- Trevisan, R., Ranasinghe, P., Jayasundura, N., & Di Giulio, R. T. (2022). *Nanoplastics in Aquatic Environments: Impacts on Aquatic Species and Interactions with Environmental Factors and Pollutants*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/toxics10060326>
- Turner, A., Amos, S. L., & Williams, T. (2021). Coastal dunes as a sink and secondary source of marine plastics: A study at Perran Beach, southwest England. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 113133. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113133>
- UNEP. (2016). *Marine Plastic Debris and Microplastics: Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change*. <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7720>
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., Mees, J., & Janssen, C. R. (2013). Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 73(1), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.026>
- Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., van Franeker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., & Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10(12), 124006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>
- Vermeiren, P., Lercari, D., Muñoz, C. C., Ikejima, K., Celentano, E., Jorge-Romero, G., & Defeo, O. (2021). Sediment grain size determines microplastic exposure landscapes for sandy beach macroinfauna. *Environmental Pollution*, 286, 117308. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117308>
- Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., & Reemtsma, T. (2018). Tire wear particles in the aquatic environment—A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research*, 139, 83–100. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.051>
- Waldschläger, K., & Schüttrumpf, H. (2020). *Infiltration Behavior of Microplastic Particles with Different Densities, Sizes, and Shapes—From Glass Spheres to Natural Sediments |*

Environmental Science & Technology.

https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.est.0c01722?casa_token=7M_5UBH4XIUAAAAA%3AEKRgwR3VOKR3wuslkzsObicTLvuGN-QEPfOmZZVBrRhRc636BKbJjQufluYfnHwnQVb0pQk5hC-QOx0

Wawer, J., Panuszko, A., Kozłowski, D., Juniewicz, J., Szymikowski, J., & Brodnicka, E. (2025).

Sustainable Management of Microplastic Pollutions from PET Bottles: Overview and

Mitigation Strategies. *Applied Sciences*, 15(10), 5322. <https://doi.org/10.3390/app15105322>

Wennek, B., & Oosterbaan, L. (2010). *Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area. Edition 1.0*.

<https://repository.oceanbestpractices.org/items/5b0ce1a7-3432-4353-9fa3-193863c2ca34>

Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377–392. <https://doi.org/10.1086/622910>

Wootton, N., Reis-Santos, P., Przeslawski, R., Adyel, T. M., Blewitt, M., Clarke, B., Crutchett, T., Ghose, A., Hajbane, S., Hamann, M., Hardesty, B. D., Hossain, R., Lavers, J. L., Leterme, S. C., Leusch, F. D. L., Lynch, S. K., MacGregor, M., Motti, C. A., Noble, W., ...

Gillanders, B. M. (2025). A field and laboratory manual for sampling, processing and reporting microplastics in coastal and marine environments. *Frontiers in Marine Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1674412>

Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

Zuccaro, P., Thompson, D. C., De Boer, J., Watterson, A., Wang, Q., Tang, S., Shi, X., Llompart, M., Ratola, N., & Vasiliou, V. (2022). Artificial turf and crumb rubber infill: An international policy review concerning the current state of regulations. *Environmental Challenges*, 9, 100620. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100620>