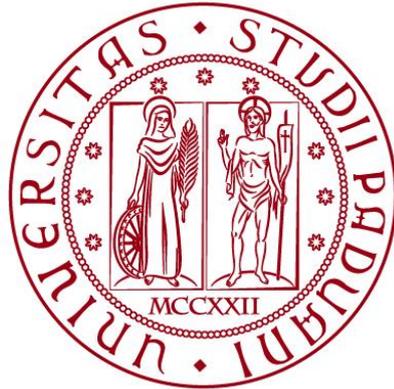


# UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA  
*Corso di laurea in biologia*



ELABORATO DI LAUREA

## **Effetti di contaminanti ambientali emergenti in organismi acquatici**

**Tutor: Prof. Valerio Matozzo**  
*Dipartimento di Biologia*

**Laureanda: Lara Pegorer**

**Anno Accademico 2022/2023**



## INDICE

<b>1. Introduzione</b> .....	1
1.1 PPCPs .....	1
1.2 Microplastiche .....	3
<b>2. Effetti delle microplastiche</b> .....	5
<b>3. Effetti degli ormoni negli organismi acquatici</b> .....	9
3.1 EDC .....	10
3.2 Il caso di <i>Microcystis aeruginosa</i> .....	11
<b>4. Conclusioni</b> .....	13
<b>5. Letteratura citata</b> .....	14



## 1. Introduzione

### 1.1 PPCPs

La presenza di composti chimici, identificati come contaminanti "emergenti", nelle acque reflue e negli ambienti acquatici è nota da molti anni (Rosal et al., 2010; Vogelsang et al., 2006).

Il termine emergente non è utilizzato con un'accezione temporale, ma è usato piuttosto per distinguerli dagli inquinanti convenzionali, come ad esempio i metalli.

I contaminanti emergenti comprendono principalmente sostanze chimiche presenti in prodotti farmaceutici, prodotti per la cura personale, prodotti industriali e solventi. Molti di essi vengono utilizzati e rilasciati nell'ambiente e alcuni possono manifestare tossicità cronica e disturbi endocrini nella fauna acquatica.

I farmaci vengono inseriti in una vasta classe di prodotti definita PPCPs (Pharmaceuticals and Personal Care Products) che racchiude anche i prodotti per la cura della persona, quali shampoo, deodoranti e detersivi in genere (Boxall et al., 2012).

I PPCPs sono stati rilevati in tutti i compartimenti ambientali (Kallenborn et al., 2018) a causa delle numerose fonti di immissione in ambiente, come lo smaltimento improprio di farmaci scaduti o inutilizzati, l'utilizzo di farmaci in industrie, fattorie, aziende ospedaliere e tanti altri. Ciò solleva non poche preoccupazioni circa i potenziali effetti negativi per la fauna acquatica (Ebele et al., 2017).

Le sostanze farmaceutiche, infatti, una volta somministrate al paziente o all'animale, possono essere metabolizzate del tutto o in parte nell'organismo ed eliminate con le feci o con le urine in forma di metaboliti inattivi, metaboliti attivi o come sostanza inalterata raggiungendo le acque fognarie e in seguito i depuratori (Ebele et al, 2017).

Nella maggior parte dei casi i depuratori non sono in grado di degradare le molecole complesse presenti nei farmaci, che raggiungono quindi le acque superficiali e costiere (Zuccato et al, 2004).

Una gran parte della contaminazione deriva inoltre dallo smaltimento improprio di farmaci inutilizzati o scaduti attraverso, ad esempio, l'eliminazione nei servizi igienici.

Elenchi di inquinanti sono stati stilati sia dall'Unione Europea (UE) che dall'Agenzia per la protezione dell'ambiente degli Stati Uniti (USA) identificando un'ampia varietà di sostanze chimiche presenti nelle acque reflue (Ebele et al., 2017).

A causa del loro numero elevato e della diversa natura chimica, l'Environment Agency (EA) di Inghilterra e Galles ha proposto un sistema di classificazione per queste sostanze in base al loro rischio (Ebele et al., 2017).

I più comuni prodotti farmaceutici ritrovati in ambiente sono farmaci analgesici/antinfiammatori, antibiotici, regolatori di lipidi, beta-bloccanti, steroidi e ormoni correlati (Santos et al., 2010) (Fig. 1). Un certo numero di composti presenti nelle acque reflue, compresi i prodotti farmaceutici, è stato collegato a disturbi endocrini, che possono avere importanti implicazioni per gli organismi acquatici (Seiler, 2002); infatti, sebbene la loro concentrazione nell'ambiente acquatico sia relativamente bassa (Ebele et al., 2017), la preoccupazione per le sostanze chimiche presenti nei prodotti farmaceutici si basa principalmente sul fatto che sono tutte biologicamente attive e quindi tutte potrebbero causare effetti sulle varie specie (Ojogoro et al., 2021).

La comunità scientifica è in pieno accordo con la possibilità che gli effetti derivati dalla presenza di prodotti farmaceutici siano molto dannosi; infatti, tendono a manifestarsi lentamente fino ad arrivare ad una condizione finale irreversibile, spesso evidenziata diverse generazioni dopo (Santos et al., 2010).

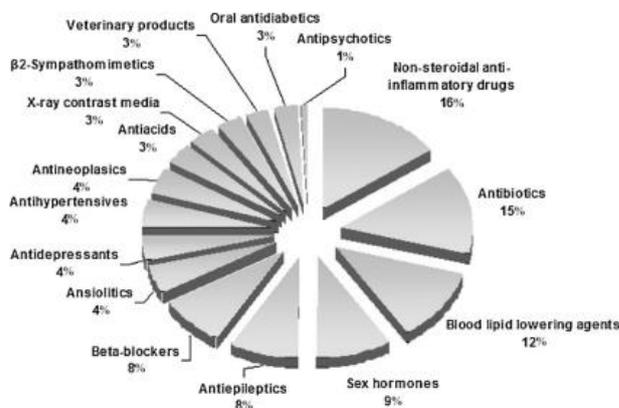


Figura 1: Farmaci rilevati in ambiente, suddivisi in percentuale (Santos et al., 2010)

Le sostanze farmacologiche sono in grado di esercitare effetti benefici ma anche effetti tossici, che dipendono da vari fattori quali dose, durata dell'esposizione, via di somministrazione, caratteristiche dell'organismo esposto, interazioni con altri fattori ecc.

Lo studio del livello di tossicità dei prodotti farmaceutici è articolato in due fasi: nella prima fase viene stimata l'esposizione del farmaco o dei suoi metaboliti all'ambiente. La seconda fase invece è suddivisa in due parti:

prima vengono valutati gli effetti del farmaco e dei suoi metaboliti, poi ci si concentra sulla flora e sulla fauna dei compartimenti ambientali che potrebbero essere colpiti (Santos et al., 2010).

Recenti studi hanno portato alla luce strategie per ridurre i livelli di prodotti farmaceutici che entrano nell'ambiente acquatico. Esistono tecnologie *end-of-pipe* (ovvero trattamento delle acque reflue) in grado di rimuovere i prodotti farmaceutici; tuttavia, esse sono molto costose, perciò, attualmente le strategie per ridurre la concentrazione includono la riprogettazione dei farmaci per ridurre al minimo la tossicità (Blair, 2016).

## 1.2 Microplastiche

Le materie plastiche sono sempre più utilizzate in tutto il mondo con una produzione globale che supera i 300 milioni di tonnellate all'anno (Lebreton et al., 2017). A causa della loro durabilità e della cattiva gestione dei rifiuti, una gran parte di esse persiste negli ecosistemi, soprattutto quelli marini. Il rilascio di plastica nell'ambiente marino avviene tramite trasporto fluviale e atmosferico, a causa dei rifiuti sulle spiagge e direttamente in mare tramite attività di acquacoltura, navigazione e pesca. Recenti studi suggeriscono che fattori come la densità di popolazione, l'industrializzazione, le precipitazioni e barriere artificiali come sbarramenti e dighe svolgono un ruolo significativo nell'immissione di plastica nell'oceano (Lebreton et al., 2017). L'inquinamento da plastica e i possibili effetti sugli ecosistemi sono attualmente uno dei temi più discussi (Haegerbaeumer et al., 2019).

Vengono comunemente chiamate microplastiche (MP) tutti i frammenti di plastica di dimensioni inferiori ai 5mm. Esse possono avere una duplice origine: **primaria** e **secondaria**. Le **MP primarie** arrivano nelle acque già molto piccole, per le loro dimensioni sfuggono ai normali sistemi di depurazione delle acque reflue e raggiungono i mari o i laghi. Appartengono a questa categoria MP contenute in alcuni cosmetici o ad esempio quelle rilasciate dall'usura degli pneumatici.

Le **MP secondarie** invece derivano dalla frammentazione di oggetti di plastica più grandi dispersi nell'ambiente. In generale, materie plastiche come il polistirene (PS) o il polivinilcloruro (PVC) hanno un peso specifico superiore a quello dell'acqua e ciò comporta un aumento della velocità di sedimentazione di queste classi di plastica nei sedimenti. Le plastiche con densità inferiori, invece, galleggiano nella colonna d'acqua (Auta et al., 2017).

Ad oggi è stato riconosciuto che le microplastiche influenzano non solo il comportamento degli animali acquatici, ma anche il loro corretto sviluppo, causando problemi nella fertilità, stress ossidativo, infiammazioni,

neurotossicità (Hodcovikova et al., 2022). A causa delle loro piccole dimensioni, le microplastiche possono essere ingerite da una grande varietà di organismi e possono essere incorporate e trasferite attraverso le reti trofiche (Barnes et al., 2009).

La concentrazione di microplastiche nelle acque continentali è molto variabile: solo i 20 fiumi più inquinati del mondo trasportano il 67% della plastica che raggiunge gli oceani ogni anno (Lebreton et al., 2017). Negli ultimi anni vari studi hanno analizzato la plastica presente nella superficie dei fiumi: in Europa gli studi hanno stimato che il fiume Danubio rilascia annualmente nel Mar Nero dalle 530 alle 1500 tonnellate di plastica. Un'ulteriore ricerca ha stimato che dalle 20 alle 31 tonnellate di plastica sono riversate ogni anno nel Mare del Nord dal fiume Reno (Lebreton et al., 2017).

Si stima che attualmente la quantità di plastica che raggiunge gli oceani ogni anno si aggiri tra 1,15 e 2,41 milioni di tonnellate (Lebreton et al., 2017). Le concentrazioni di MP rilevate in varie parti del mondo sono riportate nella tabella sottostante (Fig. 2).

**Table 1**  
– Examples of concentrations of microplastics in surface water around the world.

Location	Microplastics concentration	Reference
<i>Europe</i>		
Ebro River (Spain)	3.5 ± 1.4 particles/m <sup>3</sup>	[5]
Elbe River (Germany)	5.57 ± 4.43 particles/m <sup>3</sup>	[19]
Stockholm Archipelago, Baltic Sea (Sweden)	0.9–7.73 items/m <sup>3</sup>	[20]
Northeast Atlantic Ocean	2.46 ± 2.43 particles/m <sup>3</sup>	[21]
<i>Asia</i>		
Three Georges Reservoir (China)	4703 ± 2816 particles/m <sup>3</sup>	[22]
Dongting Lake (China)	900–2800 particles/m <sup>3</sup>	[23]
Hong Lake (China)	1250–4650 particles/m <sup>3</sup>	[23]
Northwestern Pacific Ocean	640–42,000 items/km <sup>2</sup>	[24]
<i>America</i>		
Patagonia lakes (Argentina)	0.3–1.9 particles/m <sup>3</sup>	[25]
Laurentian Great Lakes (USA)	0–466,305 particles/km <sup>2</sup>	[26]
Guanabara Bay (Brazil)	1.40–21.3 particles/m <sup>3</sup>	[27]
<i>Africa</i>		
Coastline of South Africa	413 ± 77.53–1200 ± 133.2 particles/m <sup>3</sup>	[28]
Ox-Bow Lake (Nigeria)	201–8369 particles/m <sup>3</sup>	[29]
<i>Oceania</i>		
Goulburn River (Australia)	0.11–0.65 particles/L	[30]
Greater Melbourne Area (Australia)	0.17–0.72 particles/L	[30]
<i>Polar areas</i>		
Marine Polar waters (Arctic)	1–3 items/m <sup>3</sup>	[31]
Arctic Ocean	0–7.5 particles/m <sup>3</sup>	[32]

Figura 2: concentrazioni di MP rilevate in diverse aree geografiche (Santos et al., 2021)

## 2. Effetti delle microplastiche

Molti studi sono stati condotti in ambiente marino per quantificare la contaminazione da microplastiche (Barnes et al., 2009). Alcuni di questi si sono concentrati in Florida a causa della notevole contaminazione delle sue acque derivata dall'attività antropogenica. In virtù di queste considerazioni risulta molto interessante lo studio svolto da Janosik e Kleinschmidt, pubblicato nel 2021 che mette a confronto la quantità e il tipo di microplastica presente in due specie predatrici di lumache marine della Florida. Le specie in questione sono *Stramonita haemastoma* (comunemente detta conchiglia di roccia dalla bocca rossa) e *Melongena corona* (conchiglia della corona), molluschi gasteropodi predatori che vivono nelle aree intertidali costiere. In generale queste lumache marine fungono da fonte di cibo per altri predatori e ciò crea il potenziale per il trasferimento di microplastiche da un organismo all'altro.

Ciascun luogo in cui è stato svolto questo studio è soggetto ad impatti antropogenici, ad esempio Shoreline Park ospita un gran numero di visitatori giornalieri. In totale sono stati raccolti 8 litri di acqua di mare, in particolare 2 litri da ciascuno dei seguenti siti: Shoreline Park e 3-Mile Bridge nel nord-ovest della Florida e Shell Point Park e Sand Key Park nella Florida centrale.

Per avere un'idea della quantità di microplastiche che si accumulano nelle acque della Florida è utile osservare la tabella 1 riportata nello studio in oggetto: è evidente la presenza totale in acqua di 8.375 microplastiche/L, di cui il 97% sono microfibre e il 3% microframmenti.

In particolare, la filtrazione dell'acqua di mare nel nord-ovest della Florida ha rilevato la presenza di 6 microplastiche/L, di cui il 95% microfibre e il 5% microframmenti (tabella 1), mentre lo studio nella Florida centrale ha rilevato una quantità di 10.75 microplastiche/L, di cui il 98% microfibre e il 2% microframmenti (tabella 1).

Le microfibre sono principalmente rosse, nere e blu. La distribuzione del colore delle microfibre e dei microframmenti è visibile nella Figura 3.

**TABLE 1 |** Microplastics identified for seawater samples for 2 L of water.

Site name	Date time	Latitude	Longitude	Fibers	Fragments	Total
3-Mile Bridge	6/15/2020	30.3741196	-87.1795937	11	0	11
Shoreline Park	6/15/2020	27.952523	-87.8295337	12	1	13
Sand Key Park	6/20/2020	27.960541	-82.824362	17	0	17
Shell Point Park	6/20/2020	27.916478	-82.840774	25	1	26
<b>Total</b>				<b>65</b>	<b>2</b>	<b>67</b>

Location and abundance of microfibers and microfragments for seawater samples are provided. Bold values indicate totals of fibers, fragments and total overall.

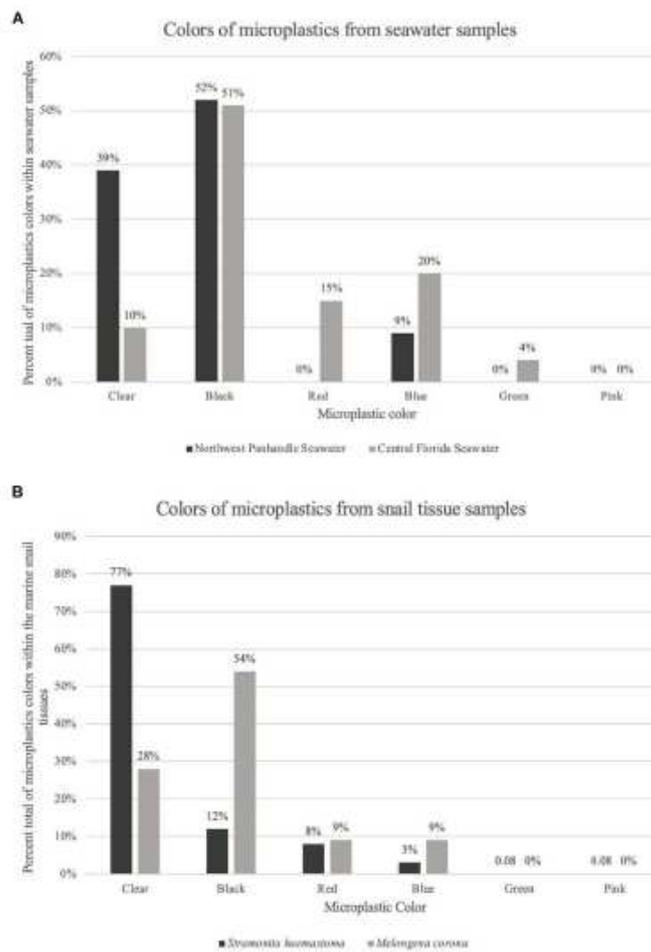


Figura 3: grafico della distribuzione del colore delle microplastiche (Kleinschmidt et al, 2021)

Nello specifico, analizzando *Stramonita haemastoma* della Florida nordoccidentale, è stata rilevata la presenza di 182 microplastiche nei suoi tessuti, di cui il 96% microfibre e il 4% microframmenti. Invece *Melongena corona* della Florida centrale ha mostrato la presenza di 74 microplastiche di cui l'85% microfibre e il 15% microframmenti.

Importante è sottolineare che non vi è una differenza significativa nel numero di microplastiche trovate nei campioni d'acqua prelevati dalla Florida centrale e dalla Florida nordoccidentale (tabella 1), tuttavia è evidente una notevole differenza nel numero di microplastiche trovate nei tessuti di *Stramonita haemastoma* (nord-ovest della Florida) e *Melongena corona* (Florida centrale), come si può vedere nella figura 4.

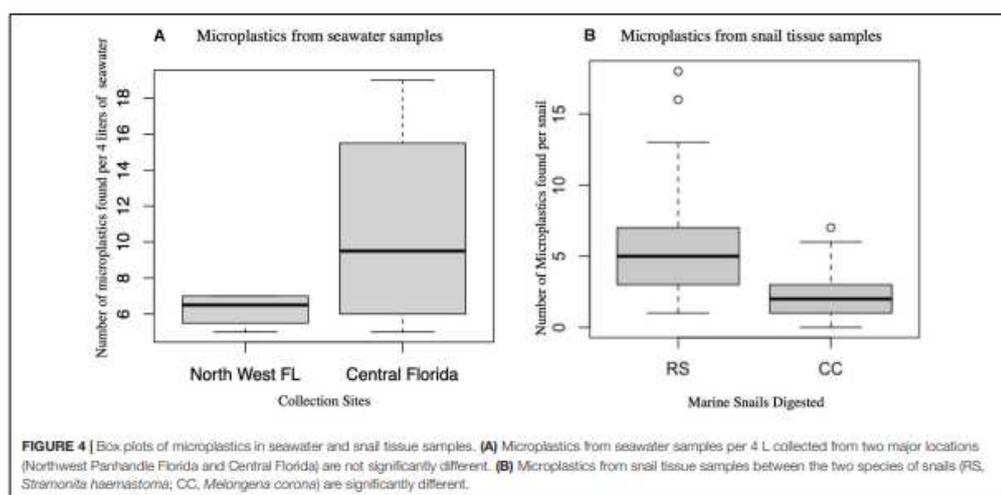


Figura 4: differenza tra quantità di microplastiche trovate nei tessuti di *Stramonita haemastoma* e *Melongena corona* (Kleinschmidt et al, 2021).

Vi è inoltre una differenza significativa nelle dimensioni delle fibre di microplastica trovate nelle due località prese in considerazione, ma essa non era evidente nei campioni di tessuto prelevati dalle due specie di lumaca. Le microfibre sono il tipo dominante di microplastica ritrovata sia nelle due località marine che nelle due specie di lumaca considerate. Esse provengono da una varietà di fonti, tra cui acque reflue, abbigliamento, reti, sigarette e attività di pesca (Wright et al., 2013). I microframmenti invece derivano dalla rottura di pezzi di plastica più grandi. Sebbene non sia noto come le microplastiche influenzino le due specie di lumaca, i loro effetti sono stati studiati in molti altri organismi. Ad esempio, è stato dimostrato che l'ingestione di microplastiche ostruisce la bocca e il tratto digestivo, limitando così l'assunzione di cibo (Cole et al., 2013). Le microplastiche ingerite possono essere inoltre trasferite al sistema circolatorio (Browne et al., 2008) causando gravi problemi. In quanto lumache predatrici,

probabilmente le due specie di lumaca studiate consumano indirettamente microplastiche attraverso il trasferimento trofico dalle loro prede. Le due specie hanno dimensioni differenti, infatti *Melongena corona* è decisamente più grande. Nonostante questo, i gusci di *Stramonita haemastoma* contengono una quantità maggiore di microplastiche anche se sono inferiori in dimensioni. Ciò potrebbe avere diverse spiegazioni, a partire dalla diversità delle prede. *Melongena corona* e *Stramonita haemastoma* si nutrono principalmente di bivalvi, gasteropodi e cirripedi che probabilmente filtrano direttamente microplastiche mentre si nutrono nel benthos; pertanto, è probabile che la differenza nella contaminazione da microplastiche nelle lumache sia dovuta ad una differenza di contaminazione delle prede. Ci sono anche prove che suggeriscono che la contaminazione da microplastica dei tessuti corporei derivi dalla filtrazione dell'acqua attraverso le branchie (Watts et al., 2014). Un fattore chiave è sicuramente la piccola dimensione delle microplastiche, che le rende disponibili a livelli trofici inferiori. È possibile quindi che i gusci delle lumache di roccia dalla bocca rossa esaminati in questo studio consumassero prede più contaminate rispetto alle conchiglie della corona. Inoltre, una minore contaminazione da microplastiche nelle conchiglie della corona potrebbe indicare che esse vengono assorbite attraverso il sistema digestivo, invece di essere trattenute nei tessuti. Di conseguenza la contaminazione da microplastiche rappresenta una minaccia maggiore per determinate specie a seconda delle prede consumate o della loro collocazione nella catena alimentare (Walkinshaw et al., 2020). Se le microplastiche causassero effetti deleteri alle lumache di questo studio, le popolazioni di queste specie potrebbero diminuire portando ad una cascata trofica che incide sulla disponibilità di cibo per altre specie e sulla salute dell'ecosistema (Walkinshaw et al., 2020). Non è ancora chiaro se le microplastiche possano essere trasferite a livelli trofici più elevati in seguito alla predazione; tuttavia, i gusci delle lumache di roccia dalla bocca rossa e le conchiglie della corona si trovano comunemente negli habitat intertidali e fungono da preda per molti altri organismi creando il potenziale per il trasferimento trofico di microplastiche con un potenziale effetto sia sull'ecosistema che sulla salute umana (Walkinshaw et al., 2020).

### 3. Effetti degli ormoni negli organismi acquatici

In tutto il mondo è in aumento la concentrazione di steroidi nell'ambiente acquatico, come conseguenza del loro maggiore utilizzo nella medicina umana e veterinaria (Weizel et al., 2018); basti pensare che il glucocorticoide sintetico fluticasone, utilizzato principalmente per il trattamento dell'asma, è stato il quindicesimo farmaco più prescritto negli Stati Uniti nel 2017, con oltre 32 milioni di prescrizioni (Ojogoro et al., 2021). Finora, in base alle osservazioni raccolte, l'attenzione è stata rivolta soprattutto allo studio di quelle sostanze che possono avere effetti sullo sviluppo e la riproduzione, vale a dire gli ormoni steroidei. Essi sono composti biologici estremamente attivi, possono essere naturali o sintetici e vanno ad alterare il sistema endocrino legandosi a recettori specifici presenti in organismi bersaglio (invertebrati, pesci, rettili, uccelli). Esperimenti di ecotossicologia di laboratorio, condotti principalmente su pesci, hanno dimostrato che alcuni ormoni steroidei, sia naturali che sintetici, possono influenzare negativamente la riproduzione quando presenti in acqua anche a concentrazioni estremamente basse (Ojogoro et al., 2021). Studi sul campo hanno supportato le conclusioni degli studi in laboratorio che descrivono gli ormoni steroidei come inquinanti ambientali di notevole preoccupazione (Ojogoro et al., 2021). La consapevolezza che gli estrogeni, sia naturali che sintetici, possono influenzare negativamente la riproduzione dei pesci ha portato alla conclusione che gli ormoni steroidei sono una classe di prodotti farmaceutici altamente preoccupanti. Gli ormoni naturali escreti dall'uomo e dagli animali nelle urine sono determinati dal sesso, dallo stadio di crescita o dalla gravidanza (Wang e Zhu, 2017); gli ormoni artificiali invece sono usati nei farmaci ormonali e contraccettivi.

La presenza sempre maggiore di ormoni sintetici nell'ambiente è dovuta non solo ai farmaci ormonali usati dalle persone, ma anche alle sostanze utilizzate per migliorare l'allevamento. La loro presenza nell'ambiente desta preoccupazione perché sono molto più resistenti alla degradazione rispetto agli ormoni steroidei naturali. Molti studi hanno dimostrato che gli ormoni sono tossici per gli organismi acquatici; ad esempio, il lavoro di Lei e colleghi del 2013 ha portato alla conclusione che l'esposizione a concentrazioni di 5 ngL<sup>-1</sup> di estrone può causare danni irreversibili ai maschi di Medaka (*Oryzias latipes*) e anche portare alla completa femminilizzazione della loro popolazione. O ancora, l'esposizione del pesce *Danio rerio* al progesterone provoca cambiamenti endocrini irreversibili e porta a un cambiamento nell'espressione genica (Liang et al., 2015). Nei pesci gli estrogeni sono coinvolti in molte funzioni fisiologiche, tra cui produzione di proteine, differenziazione delle gonadi, sviluppo dei caratteri

sessuali secondari e secrezione di gonadotropine. La vitellogenina, proteina trovata nel sangue dei pesci maschi, fornisce un utile biomarcatore di contaminanti acquatici: ad esempio il pesce *Rutilus rutilus* esposto a questi composti presenti nei fiumi del Regno Unito, ha subito effetti riproduttivi negativi, in quanto i maschi presentano contemporaneamente gonadi maschili e femminili (Santos et al., 2010). Studi che hanno portato a scoperte rilevanti riguardo gli effetti degli estrogeni sugli organismi acquatici sono stati condotti sull'etinilestradiolo (EE2), un estrogeno sintetico presente in pillole contraccettive orali. L'esposizione a concentrazioni di EE2 inferiori a  $1\text{ngL}^{-1}$  nei ciprinidi causa una significativa riduzione della fertilità, un aumento della produzione di uova e una diminuzione dell'espressione delle caratteristiche secondarie del sesso maschile. Risultati simili sono stati ottenuti da Pawlowski e colleghi nello studio pubblicato nel 2004: concentrazioni inferiori a  $1\text{ngL}^{-1}$  hanno dato origine ad un aumento della popolazione femminile e per concentrazioni di EE2 maggiori di  $3,5\text{ngL}^{-1}$ , si è avuta una completa femminilizzazione.

Nasch e colleghi sempre nel 2004 hanno riscontrato risultati simili per quanto riguarda i maschi dello zebrafish: l'esposizione prolungata a  $5\text{ngL}^{-1}$  di EE2 ha portato al fallimento riproduttivo a causa dell'assenza di testicoli normali. Inoltre, l'esposizione dei pesci all'etinilestradiolo durante il loro periodo di differenziazione sessuale mostra che dopo 90 giorni dalla schiusa c'era un aumento del tasso di mortalità; invece, 180 giorni dopo la schiusa sono state trovate anomalie nella morfologia dei pesci maschi come malformazioni del dotto spermatico e un numero ridotto di spermatozoi.

### 3.1 EDC

È stata riscontrata in ambiente acquatico la presenza di sostanze chimiche note con il termine di distruttori o interferenti endocrini (EDC), che alterano il sistema endocrino degli organismi (Matsushima, 2018). Sono sostanze estremamente pericolose perché hanno un effetto dannoso sul sistema riproduttivo, nervoso e immunitario (Czarny et al., 2017). Gli EDC includono composti prodotti naturalmente, come estrogeni, androgeni e fitoestrogeni, nonché un'ampia gamma di prodotti di sintesi, come ormoni sintetici, prodotti farmaceutici e pesticidi. Le potenziali conseguenze fisiologiche dell'esposizione a questi contaminanti sono ben documentate: studi di laboratorio indicano che gli EDC alterano la trascrizione e la sintesi proteica, le funzioni del sistema immunitario, la riproduzione e il metabolismo (Jordan et al., 2010). Sono disponibili però poche osservazioni per determinare se

il danno fisiologico osservato è legato a cambiamenti nella sopravvivenza, crescita o riproduzione.

Ancora meno si sa se e come le esposizioni agli EDC ambientali influenzino le popolazioni di animali acquatici e gli ecosistemi in cui abitano (Jordan et al., 2010). Il bioaccumulo di queste sostanze negli organismi può variare a seconda dei livelli trofici (Ruhì et al., 2015), ma anche all'interno dello stesso livello trofico vari parametri, inclusa la dimensione degli organismi, possono influenzare l'assorbimento di EDC (Sidney et al., 2016). Possono anche verificarsi interazioni tra alterazione endocrina e trasferimento di EDC attraverso gli ecosistemi, a sostegno del fatto che le alterazioni a livello individuale possono avere più ampie conseguenze per i sistemi biologici (Brooks et al., 2009).

Uno specifico esempio di questo è fornito da Brodin et al. in uno studio del 2013 in cui un aumento del tasso di alimentazione del pesce persico esposto all' oxazepam, farmaco usato per combattere l'ansia, ha provocato un aumento del consumo della sua preda e, a sua volta, un aumento del bioaccumulo di oxazepam nell'ambiente. Questo dimostra che alcuni EDC influenzano anche il comportamento alimentare.

### **3.2 Il caso di *Microcystis aeruginosa***

Un lavoro interessante pubblicato nel 2019 da Czarny e colleghi aveva lo scopo di analizzare effetti di specifici ormoni utilizzando come modello il cianobatterio d'acqua dolce *Microcystis aeruginosa*, della Facoltà di Biologia dell'Università di Lodz, in Polonia. Le colture sono state coltivate in beute da 250 mL contenenti 100 mL di terreno liquido. Le beute sono state mantenute ad una temperatura di 20/23 °C e ad una umidità del 30% in una camera di fitotrone con periodi alternati di luce e buio.

Gli ormoni sono stati aggiunti a ciascun campione prima separatamente e poi miscelati a diverse concentrazioni. L'effetto tossico degli ormoni su *M. aeruginosa* è stato determinato sulla base di misurazioni della biomassa e della clorofilla A a diverse concentrazioni di ormoni durante 14 giorni di esposizione. I risultati sono visibili nella figura 5 sottostante che mostra la variabilità del contenuto di biomassa delle cellule dei cianobatteri durante 14 giorni di esposizione a concentrazioni crescenti di ormoni.

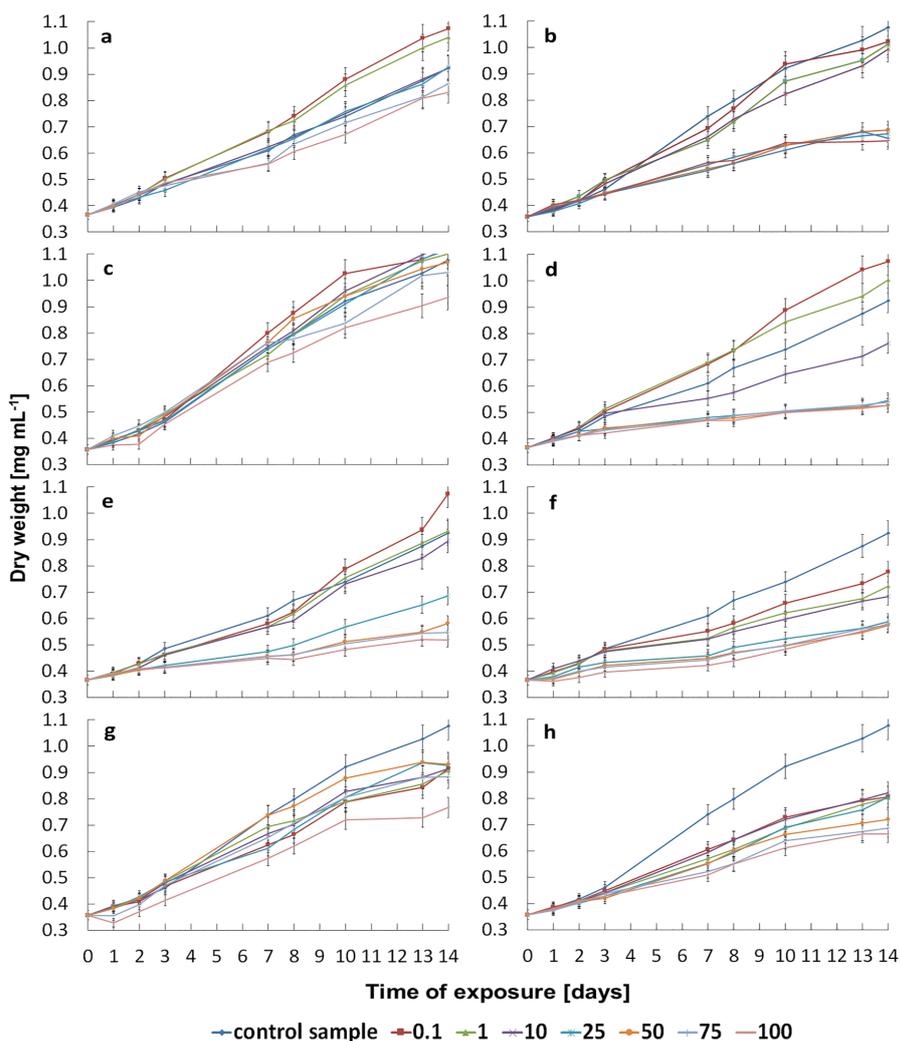


Figura 5: variazioni del contenuto di biomassa ( $\text{mg L}^{-1}$ ) di *M. aeruginosa* durante 14 giorni di esposizione a 0,1, 1, 10, 25, 50, 75 e 100  $\text{mg L}^{-1}$  di singoli ormoni (Czarny et al., 2019).

È stata osservata una diminuzione concentrazione-dipendente del contenuto di biomassa, che ha confermato l'effetto di inibizione della crescita.

Concentrazioni di 10-100  $\text{mg L}^{-1}$  di 17- $\alpha$ -etinilestradiolo e progesterone hanno inibito significativamente la crescita dei cianobatteri, mentre livelli di 0,1 e 1  $\text{mg L}^{-1}$  di etinilestradiolo e 0,1  $\text{mg L}^{-1}$  di progesterone hanno provocato un effetto stimolante la crescita dopo 7 giorni di esposizione. In conclusione, tra tutti i singoli ormoni esaminati, la sensibilità del cianobatterio *M. aeruginosa* al 17- $\alpha$ -etinilestradiolo e al progesterone era la più alta. Al contrario, 17- $\beta$ -estradiolo e testosterone erano moderatamente tossici ed estrone ed estriolo hanno mostrato l'effetto più debole. Inoltre, la

miscela di ormoni è risultata più tossica dei singoli composti. La maggiore tossicità causata dagli ormoni combinati comporta un rischio maggiore per l'ambiente acquatico.

#### **4. Conclusioni**

La presenza e l'accumulo di microplastiche e in generale di contaminanti emergenti rappresentano un problema ambientale a livello globale sempre più importante. Oltre agli organismi che popolano una determinata area, sono anche gli ecosistemi ad essere in pericolo, come lo sono anche gli esseri umani. I potenziali effetti delle microplastiche sugli organismi acquatici sono stati riconosciuti dalla comunità scientifica, come dimostrato dal crescente numero di studi al riguardo negli ultimi anni. La maggior parte della plastica trasportata dai fiumi proviene dall'Asia, il che sottolinea la necessità di monitorare i paesi asiatici che sono in crescente sviluppo economico e demografico, in cui è evidente una cattiva gestione dei rifiuti (Lebreton et al., 2017).

L'industrializzazione e l'urbanizzazione nei paesi sviluppati hanno portato a una maggiore contaminazione delle risorse idriche; come visto in precedenza, tra i contaminanti di origine antropica quali metalli pesanti e pesticidi, particolare attenzione è attualmente riservata ai prodotti farmaceutici. Essi sono pericolosi per gli organismi acquatici, ma possono rappresentare una minaccia anche per l'uomo raggiungendo le risorse di acqua potabile; pertanto, sono urgentemente necessari metodi efficienti di trattamento delle acque reflue.

È evidente che sono indispensabili ulteriori studi per quantificare meglio la presenza di contaminanti emergenti nei paesi in via di sviluppo, poiché attualmente ci sono scarse informazioni per Africa, Asia e Sud America rispetto a Europa e Nord America (Ebele et al., 2017). Inoltre, non ci sono studi dettagliati che affrontano il comportamento dei PPCPs nei sistemi di acqua dolce, o come i sedimenti possano agire come fonte di contaminanti per gli organismi che si nutrono sul fondo (Ebele et al, 2017).

È quindi necessario un monitoraggio più ampio della contaminazione delle acque con campionamenti sistematici nei sedimenti e nelle acque superficiali.

È possibile affermare che l'ecotossicologia dovrà rivestire in futuro un ruolo da protagonista, sia nel campo della prevenzione dall'inquinamento ambientale, sia per quanto riguarda i controlli di routine.

## 5. Letteratura citata

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

Barnes D.K.A., Galgani F., Thompson R., Barlaz M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364(1526):1985-98.

Blair B.D., 2016. Potential Upstream Strategies for the Mitigation of Pharmaceuticals in the Aquatic environment: a Brief Review. *Current Environmental Health Reports*, 3:153-160.

Boxall A.B.A., Rudd M.A., Brooks B.W., Caldwell D.J., Choi K., Hickmann S., Innes E., Ostapyk K., Staveley J.P., Verslycke T., Ankley G.T., Beazley K.F., Belanger S.E., Berninger J.P., P., Coors A., Deleo P.C., Dyer S.D., Ericson J.F., Gagnè F., Giesy J.P., Gouin T., Hallstrom L., Karlsson M.V., Larsson D.G.J., Lazorchak J.M., Mastrocco F., McLaughlin A., McMaster M.E., Meyerhoff R.D., Moore R., Parrott J.L., Snape J.R., Murray-Smith R., Servos M.R., Sibley P.K., Straub J.O., Szabo N.D., Topp E., Tetreault G.R., Trudeau V.L., Van Der Kraak G., 2012. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: what are the big questions? *Environ Health Perspect*, 120(9):1221-9.

Brodin T., Fick J., Jonsson M., Klaminder J., 2013. Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science* 339,814-815.

Brooks A.C., Gaskell P.N., Maltby L.L., 2009. Importance of prey and predator feeding behaviors for trophic transfer and secondary poisoning. *Environmental Science and Technology* 43,7916-7923.

Browne M.A., Dissanayake A., Galloway T.S., Lowe D.M., Thompson R.C., 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel *Mytilus edulis*. *Environmental Science and Technology*, 42,5026-5031.

Cole M., Lindegue P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J., Galloway T., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology*, 18;47(12):6646-55.

Czarny K., Szczukocki D., Krawczyk B., Zielinski M., Miekos E., Gadzala-Kopciuch R., 2017. The impact of estrogens on aquatic organisms and

methods for their determination. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47:909-963.

Czarny K., Szczukocki D., Krawczyk B., Gadzala-Kopciuch R., Skrzypek S., 2019. Toxicity of single steroid hormones and their mixtures toward the cyanobacterium *Mycrocystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, 31, 3537-3544.

Ebele A.J., Abdallah M.A., Harrad S., 2017. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, Volume 3, 1-16.

Haegerbaeumer A., Mueller M., Fueser H., Traunspurger W., 2019. Impacts of Micro- and Nano-Sized Plastic Particles on Benthic Invertebrates: A Literature Review and Gap Analysis. *Frontiers in Environmental Science*, 7:17

Hodkovicova N., Hollerova A., Svobodova Z., Faldyna M., Faggio C., 2022. Effects of plastic particles on aquatic invertebrates and fish. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 96:104013.

Jordan S.J., Foran C.M., Bennett E.R., Snyder E.M., Benson W.H., 2010. Endocrine-Disrupting Compounds in Aquatic Ecosystems. *Endocrine Toxicology*, Volume 3, 324-351.

Kallenborn R., Brorstrom-Lundén E., Reirsen L., Wilson S., 2018. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Arctic environments: indicator contaminants for assessing local and remote anthropogenic sources in a pristine ecosystem in change. *Environmental Science and Pollution Research Int*, 25(33):33001-33013

Kleinschmidt J.M., Janosik A.M., 2021. Microplastics in Florida, United States: A Case Study of Quantification and Characterization with Intertidal Snails. *Frontiers in Ecology and Evolution*, Volume 9, 645727.

Lebreton L.C.M., Van der Zwet J., Damsteeg J., Slat B., Andrady A., Reisser J., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 15611.

Lei B., Wen Y., Wang X., Zha J., Li W., Wang Z., Sun Y., Kang J., Wang Y., 2013. Effects of estrone on the early life stages and expression of vitellogenin and estrogen receptors genes of Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*, 93,1104-1110.

Liang X., Yu L., Gui W., Zhu G., 2015. Exposure to difenoconazole causes changes of thyroid hormone and gene expression levels in zebrafish larvae. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 40(3):983-987.

Matsushima A., 2018. A novel action of endocrine-disrupting chemicals on wildlife: DDT and its derivatives have remained in the environment. *International Journal of Molecular Sciences*, 19(5):1377

Nasch J.P., Kime D.E., Van der Vem L.T.M., Wester P.W., Brion F., Maack G., Stahlschmidt-Allner P., Tyler C.R., 2004. Long-term exposure to environmental concentrations of the pharmaceutical ethynylestradiol causes reproductive failure in fish. *Environmental Health Perspectives*, 112(17):1725-1733.

Ojogoro J.O., Scrimshaw M.D., Sumpter J.P., 2021. Steroid hormones in the aquatic environment. *Science of The Total Environment*, 792:148306.

Pawowski S., Van Aerle R., Tyler C.R., Braunbeck T., 2004. Effects of 17-ethynylestradiol in a fathead minnow (*Pimephales promelas*) gonadal recrudescence assay. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57(3):330-345.

Rosal R., Rodriguez A., Perdigon-Melon J.A., Petre A., Garcia-Calvo E., Gomez M.J., Aguera A., Fernandez-Alba A.R., 2010. Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation. *Water Research*, 44: 578-588.

Ruhì A., Acuna V., Barcelò D., Huerta B., Mor J-R., Rodríguez-Mozaz S., Sabater S., 2015. Bioaccumulation and trophic magnification of pharmaceuticals and endocrine disruptors in a Mediterranean river food web. *Science of the Total Environment* 540, 250-259.

Santos L.H.M.L.M., Araujo A.N., Fachini A., Pena A., Delerue-Matos C., Montenegro M.C.B.S.M., 2010. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 175: 45-95.

Seiler J.P., 2002. Pharmacodynamic activities of drug and ecotoxicology-can the two be connected. *Toxicology Letters*, 131: 137-143.

Sidney L.A., Diepens N.J., Guo X., Koelmans A.A., 2016. Trait-based modelling of bioaccumulation by freshwater benthic invertebrates. *Aquatic Toxicology*, 176,88-96.

Vogelsang C., Grung M., Jantsch T.G., Tollefsen K.E., Liltved H., 2006. Occurrence and removal of selected organic micropollutants at mechanical, chemical and advanced wastewater treatment plants in Norway. *Water Research*, 40: 3559-3570.

Wang L., Zhu P., 2017. Passive and active droplet generation with microfluidics: a review. *Lab on a Chip*, 17(1):34-75

Walkinshaw C., Lindeque P.K., Thompson R., Tolhurst T., Cole M., 2020. Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190:110066.

Watts A.J.R., Lewis C., Goodhead R.M., Beckett S.J., Moger J., Tyler C.R., 2014. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science and Technology*, 48(15):8823-30

Weizel A., Schlusener M., Dierkes G., Ternes T., 2018. Occurrence of Glucocorticoids, Mineralocorticoids, and Progestogens in Various Treated Wastewater Rivers and Streams. *Environmental Science and Technology*, 1;52(9):5296-5307.

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.

Zuccato E., Castiglioni S., Fanelli R., Bagnati R., Reitano G., Calamari D., 2004. Risk related to the discharge of pharmaceuticals in the environment: further research is needed. *Pharmaceuticals in the environment*, Second edition, Springer-Verlag, 431-437