

**Títol del treball:** Distribució espacial de partícules fines bioreactives durant un moment de cabal elevat en un riu receptor d'aigua procedent d'una estació depuradora d'aigües residuals.

---

Estudiant: Ariadna Rebollo Pallejà  
Correu electrònic: ari8695@gmail.com

Grau en Biologia

Tutor: Anna Romaní  
Cotutor\*: Susana Bernal i Jen Drummond

Empresa / institució: Ceab-csic

Vistiplau tutor (i cotutor\*):

Nom del tutor: Anna Romaní  
Nom del cotutor\*: Susana Bernal i Jen Drummond  
Empresa / institució: Ceab-csic  
Correu(s) electrònic(s): anna.romani@udg.edu,  
sbernal@ceab.csic.es i jddrummo@gmail.com

\*si hi ha un cotutor assignat

Data de dipòsit de la memòria a secretaria de coordinació: 18 de Juliol del 2018

## RESUM

La matèria particulada fina té un paper important en el funcionament ecològic del riu, essent un impulsor principal de la productivitat i el metabolisme dels ecosistemes fluvials. Una part molt important d'aquesta matèria particulada fina es diposita i s'acumula en la zona hiporreica (interfície entre aigües subterrànies i aigües superficials). Per tant, és important entendre els factors que determinen la distribució espacial d'aquesta matèria fina i la seva bioreactivitat. Aquest tema és especialment rellevant en rius receptors d'efluents provinents d'estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) perquè són una entrada constant de partícules fines, el que pot afectar profundament el seu metabolisme. L'objectiu d'aquest treball va ser estudiar la influència de l'efluent de la EDAR de Santa Maria de Palautordera sobre la quantitat, la qualitat i la bioreactivitat de la matèria particulada fina. A més, vam explorar els factors físics i hidrològics que determinen la seva distribució espacial al llarg d'un tram de 100 m aigües avall de l'entrada de l'efluent. L'estudi es va realitzar en un moment de crescuda, que és un moment hidrològic extrem, però a l'hora molt poc estudiat. Els resultats mostraren igual quantitat de matèria particulada fina aigües amunt i aigües avall de l'entrada de l'efluent provinent de la EDAR, a l'hora que un lleuger augment del percentatge de matèria orgànica aigües avall. La matèria particulada fina al llarg del tram es va distribuir de forma molt heterogènia, i vam detectar la presència de punts calents com a conseqüència de diversos factors, com la distribució espacial de variables hidrològiques, i també la presència d'obstacles físics com ara troncs i illes de macròfits. Pel que fa a l'activitat metabòlica microbiana associada a la matèria particulada fina, aquesta va augmentar aigües avall de l'efluent de la EDAR, sobretot en aquells punts on s'acumulaven partícules fines riques en matèria orgànica. Aquest estudi evidencia que la influència de la EDAR sobre el tipus de matèria fina particulada i la seva bioreactivitat és baixa durant els períodes de crescuda, quan el factor de dilució és alt. Tot i així, la matèria particulada fina tendeix a acumular-se en certs punts del riu (punts calents) fins i tot durant moments de màxim advecció i transport.

## RESUMEN

La materia particulada fina tiene un papel importante en el funcionamiento ecológico del río, siendo un impulsor principal de la productividad y el metabolismo de los ecosistemas fluviales. Una parte muy importante de esta materia particulada fina se deposita y se acumula en la zona hiporreica (interfaz entre aguas subterráneas y aguas superficiales). Por lo tanto, es importante entender los factores que determinan la distribución espacial de esta materia fina y su bioreactividad. Este tema es especialmente relevante en ríos receptores de efluentes provenientes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) porque son una entrada constante de partículas finas, lo que puede afectar profundamente su metabolismo. El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia del efluente de la EDAR de Santa María de Palautordera sobre la cantidad, la calidad y la bioreactividad de la materia particulada fina. Además, exploramos los factores físicos e hidrológicos que determinan su distribución espacial a lo largo de un tramo de 100 m aguas abajo de la entrada del efluente. El estudio se realizó en un momento de crecida, que es un momento hidrológico extremo, pero a la vez muy poco estudiado. Los resultados mostraron igual cantidad de materia particulada fina aguas arriba y aguas abajo de la entrada del efluente procedente de la EDAR, y un ligero incremento de partículas finas ricas en materia orgánica aguas abajo. La materia particulada fina a lo largo del tramo se distribuyó de forma muy heterogénea, y detectamos la presencia de puntos calientes como consecuencia de diversos factores, como la distribución espacial de variables hidrológicas, y la presencia de obstáculos físicos tales como troncos e islas de macrófitos. En cuanto a la actividad metabólica microbiana asociada a la materia particulada fina, esta aumentó aguas abajo del efluente de la EDAR, sobre todo en aquellos puntos donde se acumulaban partículas finas ricas en materia orgánica.

Este estudio evidencia que la influencia de la EDAR sobre el tipo de materia fina particulada i su bioreactividad es baja durante los periodos de crecida, cuando el factor de dilución es alto. Aun así, la materia particulada fina tiende a acumularse en ciertos puntos del río (puntos calientes) incluido en los momentos de máxima advección y transporte.

## **ABSTRACT**

Fine particulate matter plays an important role in stream ecological functioning, being a main driver of productivity and metabolism of fluvial ecosystems. A large portion of this fine particulate matter is deposited and accumulated in the hyporheic zone (the interface between groundwater and surface water). Therefore, it is important to understand the factors that determine the spatial distribution of this fine particulate matter and its bioreactivity. This is especially relevant to rivers that receive waste water treatment plant (WWTP) effluents because they are a constant source of fine particles, which can profoundly affect their metabolism. The objective of this work was to study the influence of the WWTP effluent of Santa Maria de Palautordera on the quantity, quality and bioreactivity of fine particulate matter in the receiving stream. In addition, we explored the physical and hydrological factors that determine its spatial distribution along a 100 m section downstream of the effluent inlet. The study was conducted at a time of storm flow conditions, which is an extreme hydrological moment, but at the same time very little studied. The results showed the same amount of fine particulate matter upstream and downstream of the effluent inlet from the WWTP, but higher percentage of organic matter downstream. The fine particulate matter along the reach was distributed heterogeneously, and we detected the presence of hot spots as a result of various factors, such as the spatial distribution of hydrological variables, as well as the presence of physical obstacles such as trunks and macrophyte patches. Microbial metabolic activity associated with fine particulate matter increased downstream of the WWTP effluent, especially at those points where fine particles rich in organic matter accumulated. This study shows that the influence of the WWTP on fine particle standing stocks and their bioreactivity is low during high flow conditions, when the dilution factor is high. However, fine particulate matter still tends to accumulate in specific stream areas (hot spots) even during moments of maximum advection and transport.

## ÍNDIX

<b>1. INTRODUCCIÓ</b> .....	<b>1</b>
<b>2. OBJECTIVES AND PREDICTIONS</b> .....	<b>3</b>
<b>3. ÀREA D'ESTUDI</b> .....	<b>4</b>
<b>4. MATERIAL I MÈTODES</b> .....	<b>5</b>
4.1. MOSTREIG DE CAMP.....	5
4.1.1. <i>Recollida de mostres d'aigua superficial i de matèria particulada fina hiporreica.</i> .....	5
4.1.2. <i>Paràmetres fisicoquímics</i> .....	7
4.2. ANÀLISIS AL LABORATORI.....	7
4.2.1 <i>Quantificació de la matèria particulada fina i el contingut de matèria orgànica</i> .....	7
4.2.2 <i>Quantificació de l'activitat metabòlica utilitzant Raz/Rru</i> .....	8
4.3. ANÀLISIS ESTADÍSTIQUES .....	10
<b>5. RESULTATS</b> .....	<b>11</b>
5.1. FISCOQUÍMICA AL RIU I A L'EFLUENT DE LA EDAR .....	11
5.2 VARIABILITAT ESPACIAL DE LES VARIABLES HIDROLÒGIQUES, MATERIAL PARTICULAT I ACTIVITAT METABÒLICA MICROBIANA. ....	12
5.3 RELACIÓ ENTRE LA MATÈRIA PARTICULADA FINA (FTPM O FPOM) I LES VARIABLES HIDROLÒGIQUES.....	16
5.4 ACTIVITAT METABÒLICA ASSOCIADA A LA MATÈRIA PARTICULADA FINA .....	17
<b>6. DISCUSSIÓ</b> .....	<b>18</b>
<b>7. CONCLUSIONS</b> .....	<b>22</b>
<b>8. REFERÈNCIES</b> .....	<b>22</b>



## 1. INTRODUCCIÓ

La matèria orgànica proporciona energia als organismes heteròtrofs, que formen part de la base de la cadena tròfica dels ecosistemes fluvials, i d'aquesta manera l'energia es pot transmetre a estrats tròfics superiors i també longitudinalment al llarg de les xarxes fluvials. Part d'aquesta matèria orgànica, aproximadament un 40% del flux total, es pot trobar en forma particulada fina (10-100 $\mu$ m), la disponibilitat i dinàmica de la qual afecten enormement a la productivitat i el metabolisme de les comunitats fluvials (Webster i Meyer 1997; Allan i Castillo 2007). Aquesta fracció té un paper important pel funcionament ecològic del riu perquè pot absorbir nitrogen i, sobretot fòsfor, i a més pot usar-se com a font de carboni i de nutrients per la biota (Drummond et al., 2017; Triska et al., 1994; Xia et al., 2017).

La matèria particulada fina tendeix a acumular-se en àrees del riu que actuen com embornals, especialment en la zona hiporreica (interfície entre aigües subterrànies i aigües superficials) (Boano et al., 2014; Drummond et al., 2017). Les zones hiporreiques són vitals per entendre el funcionament dels rius, atès que controlen l'intercanvi d'aigua superficial dels rius i l'aigua subterrània adjacent, i per tant poden determinar parcialment la distribució i el subministrament de nutrients dintre del sistema (Brugger et al., 2001). A més, la zona hiporreica és una zona important d'emmagatzematge de carboni orgànic i sovint actua com a punt calent de productivitat de la respiració heterotròfica, de fluxos d'energia, i de diversitat d'organismes (Jones & Holmes et al., 1996, Naegeli & Uehlinger et al., 1997, Romaní et al. 1998).

La matèria particulada fina que s'acumula al hiporreos en condicions de cabal basal pot mobilitzar-se aigües avall en períodes de cabal alt i de crescudes (Harvey et al., 2012; Drummond et al., 2014). Aquesta alternança entre fases d'immobilització i transport determina, en part, el temps de residència d'aquesta matèria particulada fina al riu (Drummond et al., 2017). A més, l'altre factor important que determina l'acumulació de matèria particulada fina en l'hiporreos és la seva capacitat de degradació. La matèria particulada fina total (FTPM) està composta de matèria inorgànica i matèria orgànica (FPOM). Aquesta última prové de fragments d'organismes morts i materials fecals, entre els quals hi ha fulles descompostes, pol·len i altres materials que han anat disminuint la seva mida com a conseqüència de processos físics i biològics (Tank et al., 2010). La descomposició de la FPOM proporciona energia pel metabolisme microbià, sobretot l' heteròtrof, ja que la FPOM és generalment més làbil que el carboni orgànic dissolt (Stutter et al., 2007) o el

material orgànic més groller (Bott & Kaplan et al., 1985). A més, la FPOM proporciona nutrients per als microorganismes i també pels productors primaris (algues, briòfits, helòfits, i arbres de ribera). Per tant, la FPOM és una component fonamental dels ecosistemes fluvials perquè pot ser degradada fàcilment per la biota, i de la mateixa manera que la component inorgànica, pot actuar com a substrat colonitzable per múltiples microorganismes (Mendoza-Lera et al., 2016).

Els ecosistemes fluvials han estat durant molt de temps el focus d'assentament i d'ús humà, i possiblement són els ecosistemes més impactats a nivell mundial (Malmqvist & Rundle et al., 2002), atès que hi ha molt poques conques fluvials que no estiguin afectades d'alguna manera per l'activitat humana (Rundle et al., 2002). La urbanització, i en particular les entrades d'efluents de les depuradores d'aigües residuals (EDAR) augmenten la quantitat i alteren la dinàmica temporal dels nutrients, i també de la matèria particulada fina, fet que afecta a l'estructura de les comunitats biològiques i el funcionament dels ecosistemes (Wakelin et al., 2008). Aquesta matèria orgànica particulada que deriva de les EDAR consisteix en substàncies polimèriques extracel·lulars, microbianes, bacteries, fongs i protozous. També té associada una gran activitat enzimàtica i pot servir com a vehicle per a bacteries al·lòctones, patògenes, contaminants, antibiòtics i diverses substàncies farmacèutiques (Rauter et al., 2005).

L'acumulació de matèria particulada fina rica en compostos orgànics aigües avall dels efluents provinents de les EDARs pot afavorir el metabolisme heterotròfic dels ecosistemes fluvials, i promoure l'increment d'emissions de CO<sub>2</sub> des dels ecosistemes fluvials cap a l'atmosfera (Bernhardt et al., 2017). A més, en fomentar la mineralització, la matèria orgànica que arriba als rius procedents de les EDARs allibera encara més nutrients al medi que poden aprofitar els productors primaris, augmentant la biomassa autòtrofa (Allen et al., 2004). L'augment de productivitat i de biomassa pot acabar donant lloc a dèficits temporals d'oxigen, que limiten la respiració aeròbica i culminen en eutrofització (Gücker et al., 2006).

Els efectes de les entrades d'efluents sobre el metabolisme del riu, s'han estudiat sobretot en condicions de cabal basal quan la velocitat de l'aigua és més lenta i els temps de residència més llargs, especialment dintre de la zona hiporreica, el que permet la interacció entre microbiota i nutrients (Fellows et al., 2006). En canvi, es disposa de poca informació sobre la dinàmica de la matèria particulada fina i el metabolisme associat en moments de cabal elevat, quan una gran part d'aquest material pot mobilitzar-se i viatjar aigües avall. Així doncs, en aquest estudi ens vam plantejar explorar la distribució espacial de la FTPM i la FPOM en un tram de riu aigües avall de l'entrada d'un efluent de EDAR en condicions de crescuda, per tal d'explorar la distribució espacial de



les partícules fines i si aquesta ve determinada per l'heterogeneïtat espacial de les variables hidrològiques o bé, per altres factors com la presència d'obstacles físics. Paral·lelament, ens vam proposar quantificar l'activitat metabòlica microbiana (MMA) associada a la matèria particulada fina, per tal de determinar aquesta activitat en condicions de creixuda, i explorar la possible existència de punts calents d'activitat heterotròfica en el tram estudiat.

## 2. OBJECTIVES AND PREDICTIONS

The main objective of this work was to study the influence of a waste water treatment plant (WWTP) effluent on the quantity, quality, and bioreactivity of fine particulate matter in the stream. Moreover, we investigated the factors driving the spatial distribution of this bioreactive fine particulate matter along the stream. The study was carried out during storm flow conditions, a hydrological extreme for which information is scarce.

The specific **objectives** were to:

- 1) Determine the spatial distribution of TPM and POM along a 100-m reach downstream of a WWTP effluent input and to identify the existence of either longitudinal patterns or hot spots of fine particulate matter accumulation.
- 2) Determine whether the distribution of fine particulate matter was associated with hydrological variables or with the presence of large physical obstacles.
- 3) Quantify the MMA associated with fine particulate matter accumulated within the river bed and suspended in the water column.
- 4) Explore whether the quality of fine particulate matter influences the MMA.

The **hypothesis** in relation to these objectives were:

- 1) The WWTP effluent input will cause an increase in fine particulate matter in the stream, and a change in its quality, and therefore, the amount of TPM and the percentage of OM will be higher downstream than upstream of the WWTP.
- 2) The distribution of TPM and POM downstream of the WWTP effluent input will be heterogeneous and follow the spatial distribution of hydrological variables, with increased amounts in zones of lower velocity and greater depth.

- 3) The metabolic activity (MMA) will be higher in the hyporheic zone, where fine particulate organic matter accumulates, than in the water column.
- 4) The quality of fine particulate matter, which means the percentage of organic matter within the total, will influence microbial activity, and thus, MMA will increase with the percentage of OM.

### 3. ÀREA D'ESTUDI

La conca de la Tordera està ubicada al Vallès Oriental (Catalunya) i té una extensió total de 898 km<sup>2</sup>. La conca és forestada (80%), mentre que els usos agrícoles i urbans ocupen un 13% i 7% de l'àrea de la conca, respectivament (Pastor, 2014). El curs principal del riu Tordera neix al P.N. del massís del Montseny i desemboca al mar Mediterrani entre els municipis de Blanes i Malgrat. Al llarg de bona part del seu curs, la Tordera està flanquejada per una zona de ribera ben desenvolupada, constituïda principalment per om (*Ulmus* sp.), pollancre (*Populus* sp.) i freixe (*Fraxinus* sp.).

El clima de la zona d'estudi és típicament mediterrani, el que comporta un període de sequera estival i una marcada estacionalitat de pluges concentrades a la primavera i a la tardor, quan hi ha episodis forts de tempestes i precipitacions. La pluviositat mitjana anual per aquesta zona és 745 mm (climate-data.org, 1982-2012). La temperatura mitjana anual és de 15.2 °C, amb 23.3 °C al mes més càlid (juliol) i 7.9 °C al mes més fred (gener) (climate-data.org, 1982-2012).

El tram d'estudi seleccionat per aquest treball es troba aigües avall de l'entrada de l'efluent de la EDAR de Sta. Maria de Palautordera (lat. 41.68, long. 2.46) (Figura 1). Sta. Maria de Palautordera és un municipi de 9.286 habitants (smpalautordera.cat, 2007) ubicat al peu del massís del Montseny. L'efluent de la EDAR de Sta. Maria de Palautordera és el primer dels 7 efluents d'EDARs que descarreguen al llarg del seu curs. La EDAR de Sta. Maria Palautordera es va posar en marxa el 1999 per l'empresa Companyia General d'Aigües de Catalunya, S.A. Assisteix a dos municipis (Sta. Maria Palautordera i St. Esteve de Palautordera) i les seves dimensions corresponen a 11.663 equ/habitant (gencat.cat, 2007).



**Figura 1:** Fotografies del tram estudiat el dia de la campanya, 5 de març de 2018.

## 4. MATERIAL I MÈTODES

### 4.1. Mostreig de camp

Vam delimitar un tram de ca. 100 m aigües avall de l'entrada de l'efluent de la EDAR. El punt inicial es va situar 44 m aigües avall de l'efluent per assegurar la barreja entre l'aigua de l'efluent i la del riu. Vam marcar 1 transecte cada 20 m (5 en total) col·locant parells de piquetes a banda i banda del riu. Al llarg de cada transecte, vam delimitar 4 punts: dos a la vora del riu (punts A i D) i dos al mig del canal (punts B i C) (20 punts de mostreig en total). Vam mesurar la distància exacte entre punts i respecte les vores del riu, per tal de poder confeccionar una trama detallada (Figura 2). També vam fer un croquis detallat dels obstacles físics al llarg del tram (troncs trencats, rocs) i de la localització de plantes halòfitas, esplanades o acumulacions de gramínies.

L'estudi va consistir en una sola campanya que es va realitzar al llarg del dia 5 de març de 2018. El treball de camp es va dur a terme en condicions de crescuda com a conseqüència d'una pluja de 10 mm (meteo.cat, 1996).

#### 4.1.1. Recollida de mostres d'aigua superficial i de matèria particulada fina hiporreica.

A cada punt de mostreig es va agafar una mostra d'aigua superficial i una de matèria particulada fina. Per recollir els sediments fins, vam utilitzar un mètode modificat de Petticrew et al. (2007). Aquest mètode consisteix en fixar un cubell (en aquest cas va ser de 45.5 cm de diàmetre) amb la base foradada a la llera del riu i remenar enèrgicament els primers cm de l'hiporreos superficial amb la mà (en aquest cas van ser els primers 3 cm) per tal de resuspendre les partícules fines a la columna d'aigua.



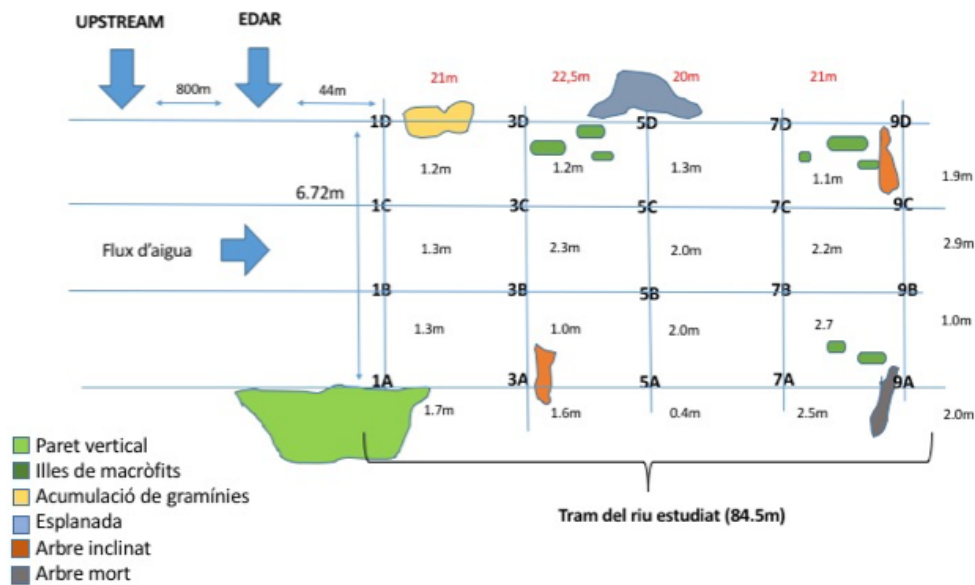
**Figura 2:** Fotografies del dia de la campanya (05/03/2018) que mostren els recipients per agafar l'aigua, el mètode utilitzat i les alíquotes on dipositàvem les mostres d'aigua i la zona habilitada per treballar.

Després de 10 segons, les partícules més grolleres sedimenten i assumim que només resten suspeses les partícules més fines (10-100  $\mu\text{m}$ ), que eren l'objecte d'aquest estudi. Vam recollir 2 L d'aquesta aigua amb sediments fins amb un recipient de boca ampla i la vam portar a una zona de treball habilitada al costat del riu, on vam preparar les alíquotes pels anàlisis posteriors: 1L per la quantificació de matèria fina particulada i 50mL per estimar l'activitat metabòlica (veure protocols més avall). En tot moment, es va barrejar la mostra original amb una vara metàl·lica per assegurar una distribució homogènia dels sediments a les diferents alíquotes. Prèviament a la resuspensió manual, vam recollir una mostra d'aigua superficial de dins mateix del cubell fixat a la llera del riu. En cap cas es van filtrar les mostres per poder així determinar l'activitat metabòlica associada a les partícules resuspeses (resuspensió manual).

Aquest procediment es va realitzar als 20 punts de mostreig que conformaven el transecte, i a un punt situat 800 m aigües amunt del efluent de la EDAR. També vam recollir aigua residual tractada de l'efluent de la EDAR per mesurar la quantitat de matèria particulada fina i l'activitat metabòlica associada. Les mostres es van recollir des del punt més allunyat de la EDAR fins al que es trobava més a prop per tal d'evitar alterar la llera del riu i la resuspensió accidental de partícules fines al caminar pel riu. Les mostres es van mantenir a les fosques en neveres de camp a 4°C.

#### 4.1.2. Paràmetres fisicoquímics

En cada punt de mostreig es van prendre 5 mesures de la profunditat ( $h$ , en cm) de la columna d'aigua amb un regle i 5 mesures de velocitat ( $v$ , en m/s) amb un correntímetre (marca Schiltknecht, Mini Air 20)., A més, es va mesurar el cabal ( $Q$ , en L/s) amb el mètode "cross-sectional" a l'inici i al final del tram (Hauer& Lamberti, 2011).,



**Figura 3:** Esquema del tram estudiat amb tots els punts del tram d'estudi indicats, el punt de l'EDAR, el d'aigües amunt i les distàncies corresponents. També s'indica amb una fletxa la direcció del flux de l'aigua i tots els obstacles físics amb diferents colors, els quals estan explicats a la llegenda.

## 4.2. Anàlisi al laboratori

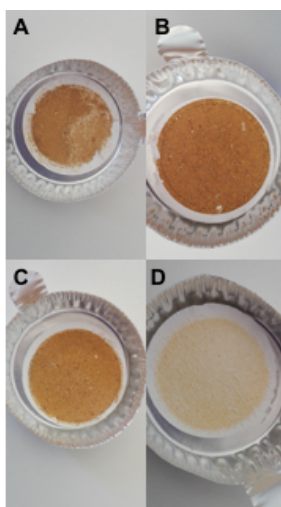
### 4.2.1 Quantificació de la matèria particulada fina i el contingut de matèria orgànica

A partir de l'alíquota de 1L vam estimar la matèria total particulada fina (FTPM), la matèria orgànica particulada fina (FPOM) i el percentatge de matèria orgànica particulada fina (%OM), mitjançant el mètode de massa seca sense cendres (AFDM).

De cada mostra, es va filtrar un volum conegut (200-300 mL) per mitjà d'un kitasato i una bomba de filtració al buit. Els filtres eren de fibra de vidre (GF/F 0.7  $\mu\text{m}$  de diàmetre, Whatman, Regne Unit) i van ser assecats i tarats

prèviament. La matèria particulada capturada pel filtre es va assecar en una estufa a 50 °C durant 2 ó 3 dies, i posteriorment es va pesar per obtenir el pes sec. Per estimar la matèria total particulada fina (FTPM) es va calcular la diferència de pes entre els filtres abans i després de l'estufa. Aquesta mesura ens informa del contingut total de matèria particulada fina present a la mostra, tant de la fracció orgànica com de la inorgànica. A continuació, els filtres es va col·locar a la mufla a 500 °C durant 5 hores i després altre cop a la estufa a 50 °C durant 1 o 2 dies més. Després de la mufla, als filtres només resta la matèria inorgànica. Per tant, amb la diferència de pes abans i després de la mufla es pot saber la matèria orgànica particulada fina (FPOM). Finalment, el percentatge de matèria orgànica (% OM) es va calcular dividint la FPOM per la FTPM i multiplicant-ho per 100.

Per estimar la quantitat total de matèria particulada fina acumulada al llit del riu en cada punt de mostreig, es va dividir el pes obtingut de FTPM i FPOM entre el volum d'aigua filtrat, i posteriorment es va multiplicar aquesta quantitat pel volum total d'aigua dins del cubell utilitzat al camp. A continuació, es va dividir la quantitat total obtinguda entre l'àrea de la base del cubell (0.163 m<sup>2</sup>). Per tant, al llarg d'aquest treball ens referim a la FTMP i la FPOM en g/m<sup>2</sup>.



**Figura 4:** Matèria particulada filtrada de A) el punt 1A, que es situa a 44m de la EDAR D, B) el punt 3A, a 65m de la EDAR D, C) el punt 5C, a 87.5m de la EDAR D i D) el punt 10 D, aigua tractada recollida al efluent de la EDAR.

#### 4.2.2 Quantificació de l'activitat metabòlica utilitzant Raz/Rru

El mètode que vam utilitzar per calcular l'activitat aèrobica microbiana (MMA) va ser el sistema de traçador intel·ligent resazurin (Raz) - resorufin (Rru) (Haggerty et al., 2008; González-Pinzón et al., 2014).

El Raz és un colorant blau de fenoxazina sensible a les condicions redox (Bueno et al., 2002) que perd irreversiblement ions d'oxigen en presència de bacteris aeròbics per convertir-se en Rru, que és de color rosa. El Rru també pot experimentar una reducció addicional i reversible a la hidroresorufina, però aquesta reducció no es troba afavorida en presència d'oxigen (Haggerty et al., 2008). Per tant, la reducció de Raz a Rru és un bon indicador de la presència de bacteris vius, especialment de bacteris aeròbics (Karakashev et al., 2003), atès que aquests són els responsables de la pèrdua dels ions d'oxigen del Raz. A partir d'aquesta reducció es pot estimar la MMA mitjançant uns càlculs explicats més endavant.

Per realitzar l'experiment correctament cal tenir en compte que el Raz és sensible a la llum, per tant, les incubacions s'han de realitzar a les fosques. A més, la fluorescència de Raz i Rru és constant a pH 8, però disminueix bruscament per sota de pH 6.5 (Kangasniemi et al., 2004, Bueno et al., 2002).

#### Incubacions amb Raz-Rru al laboratori:

El sistema de traçador intel·ligent Raz-Rru es va usar per determinar la MMA de les mostres d'aigua superficial i d'aigua amb matèria particulada hiporreica superficial en suspensió, recollides a cada punt. Les mostres es van mantenir a les fosques fins a l'inici dels experiments, els quals es van executar abans de les 24h posteriors al dia de mostreig.

Es van afegir 400µL de Raz (0.22 g/mL) a cada mostra. Les mostres es van sacsejar cada 5 min per assegurar el contacte entre el Raz i la matèria particulada fina, i es van mantenir en una capsa tancada per evitar la contaminació lumínica. Durant les incubacions, vam prendre una alíquota de 4 mL de cada mostra a diferents temps de l'experiment (aproximadament als 33, 118, 218 i 348 min). En promig les incubacions van durar entre 1 i 3 h. Cada alíquota es va filtrar a través d'un filtre de fibra de vidre i es van afegir 0.3 µL d'una solució tampó (pH 8). Seguidament es va transferir l'alíquota a una cubeta de quars (1 cm) i es va procedir a llegir la fluorescència mitjançant un espectrofluorímetre (RF de Shimadzu, Kyoto, Japó). Les longituds d'ona d'excitació i emissió del Raz van ser de 602 nm i 616 nm, respectivament. Pel Rru aquestes van ser 570 nm (excitació) i 585 nm (emissió) (Bueno et al., 2002). La mostra es va mantenir a l'espectrofluorímetre durant menys d'1 minut per minimitzar els canvis de temperatura (Haggerty et al., 2008).

Per convertir la lectura de fluorescència de l'espectrofluorímetre a valors de concentració (µg / L), es van confeccionar rectes patrons de Raz i Rru. Per fer-ho vam realitzar 6 dilucions d'una solució amb una concentració coneguda de Rru. La relació entre les lectures de fluorescència i les concentracions de Raz i Rru va ser lineal per tot el rang de concentracions considerat. Les rectes

patrons també es van utilitzar per determinar la contaminació de Rru al Raz, que normalment és d'un 3% (Haggerty et al., 2008). El valor obtingut es va restar dels valors de Raz per cadascuna de les mostres analitzades.

#### Càlcul de l'activitat metabòlica microbiana (MMA).

La MMA es va calcular a partir de la transformació de Raz a Rru durant les incubacions, seguint l'equació proposada per Haggerty et al.(2013):

$$\ln (Rru / Raz + P) = MMA t + b.$$

On, per cada temps d'incubació (t, en h) Rru i Raz són concentracions de Resorufin i Resazurin (en  $\mu\text{g} / \text{L}$ ) i P es la taxa de degradació natural del Rru (Haggerty et al., 2013, Baranov et al., 2016). En aquest cas, vam assumir  $P=1$ , perquè totes les mostres es van mantenir en condicions òptimes de foscor, i tot el procés es va realitzar molt ràpidament. La MMA és el pendent de la relació lineal entre  $\ln (Rru / Raz + 1)$  i t, i es considera un indicador de la taxa metabòlica dels organismes heteròtrofs aerobis (Gonzalez-Pinzon et al., 2012). La MMA es va normalitzar per la quantitat de FTPM present a la alíquota ( $1/h/g$  FTPM) i aquesta mesura es va considerar com un indicador d'eficiència metabòlica.

Per últim, un cop estimada la MMA associada a les mostres d'aigua recollides abans i després de la resuspensió manual, és a dir, de la MMA corresponent a la columna d'aigua i la de l'hiporreos superficial, es va calcular la contribució relativa d'aquests dos components a la MMA total. La contribució de les partícules fines de l'hiporreos superficial al total de la MMA es va calcular restant del total la MMA mesurada a la columna d'aigua.

### 4.3. Anàlisis estadístiques

Es van utilitzar models lineals simples per explorar (i) l'existència de patrons longitudinals per les variables hidrològiques (v, h), FTPM, FPOM, %OM, i MMA, (ii) la relació entre les variables hidrològiques i la distribució espacial de FTPM, i (iii) la relació entre %OM i MMA. Es van fer anàlisis de la variància (ANOVA) per testar la significació de les regressions lineals (Zar, 2010).

Es van fer t-test per testar si existien diferències significatives de v, h, FTPM, FPOM, %OM i MMA (i) entre els punts que es situaven a les ribes (A i D) i els centrals (B i C), (ii) entre els punts que es trobaven a la banda més pròxima a l'entrada de l'efluent de la EDAR (A i B) i els més allunyats (C i D) (Figura 2). També vam usar t-test per determinar si existien diferències



significatives entre la contribució relativa de la matèria particulada fina present de forma natural a la columna d'aigua i la resuspensa del llit del riu de forma manual al total de la MMA.

D'altra banda, com a indicador de la variabilitat espacial vam utilitzar el coeficient de variació (C.V.), que és el quocient entre la desviació estàndard i la mitjana. D'aquesta manera és pot saber quines variables tenen més variabilitat i també és pot intuir si la variabilitat de FTPM, FPOM, %OM i MMA està condicionada exclusivament per variables hidrològiques (igual C.V.) o si d'altres factors també entre en joc (p.e. si el C.V. de FTPM i FPOM és més gran que el C.V. de v i h).

Tots els tests estadístics es van realitzar amb l'Excel v10.13.3 (15/08/15).

## 5. RESULTATS

### 5.1. Físicoquímica al riu i a l'efluent de la EDAR

El mostreig es va realitzar en un tram amb una amplada humida promig de 6.72 m i en unes condicions de crescuda amb un cabal de 1310 L/s.

La físicoquímica de l'aigua tractada de l'efluent de la EDAR va contrastar amb la mesurada aigües amunt de l'entrada de l'efluent. La temperatura a l'aigua de l'efluent va ser 2 °C més alta que al riu aigües amunt. La CE de l'aigua de l'efluent (600 µS/cm) va ser un 84.3 % més alta que la del riu aigües amunt. En canvi, l'oxigen dissolt de l'aigua de l'efluent (85 %) va ser un 8.5 % inferior que el mesurat aigües amunt. El percentatge de OM va ser 100 vegades més alt i la MMA 50 vegades major a l'aigua tractada de l'efluent que aigües amunt de la EDAR (Taula 1).

L'entrada de l'efluent de la EDAR va influir sobre les variables físicoquímiques de l'aigua del riu. Aigües avall de la EDAR, la temperatura va ser 0.2 °C més alta que aigües amunt, i la CE va ser quasi el doble més alta (Taula 1). El DO va disminuir un 2 %, i va incrementar el percentatge de OM del 18 al 25%, tot i que no vam poder establir si aquestes diferències eren estadísticament significatives. Per últim, la MMA associada a la matèria particulada fina va incrementar un 24 % aigües avall de l'entrada de l'efluent respecte la MMA mesurada aigües amunt de la EDAR (Taula 1).

**Taula 1:** Variables fisicoquímiques a l'efluent de la EDAR de Sta. Maria de Palautordera, 800 m aigües amunt de la EDAR, i 85 m aigües avall de la EDAR. S'indica temperatura, conductivitat elèctrica (CE), percentatge d'oxigen dissolt (DO), percentatge de matèria orgànica particulada fina (%OM) i activitat metabòlica microbiana (MMA), durant la campanya del 5 de març del 2018. En aigües avall s'indica el promig de totes les mostres de %OM i MMA (n=20) i en EDAR i aigües amunt s'indica la mostra d'un punt concret (n=1).

	<b>EDAR</b>	<b>AIGÜES AMUNT</b>	<b>AIGÜES AVALL</b>
<b>Temperatura (°C)</b>	11.7	9.5	9,7
<b>CE († S/cm)</b>	600-800	94	172
<b>DO (%)</b>	85	93.3	90.3
<b>DO (mg/L)</b>	7.5	10.50	10.3
<b>OM (%)</b>	170.22	17.71	25.40
<b>MMA (1/h/gTPM)</b>	52.55	1.75	2.18

## 5.2 Variabilitat espacial de les variables hidrològiques, material particulat i activitat metabòlica microbiana.

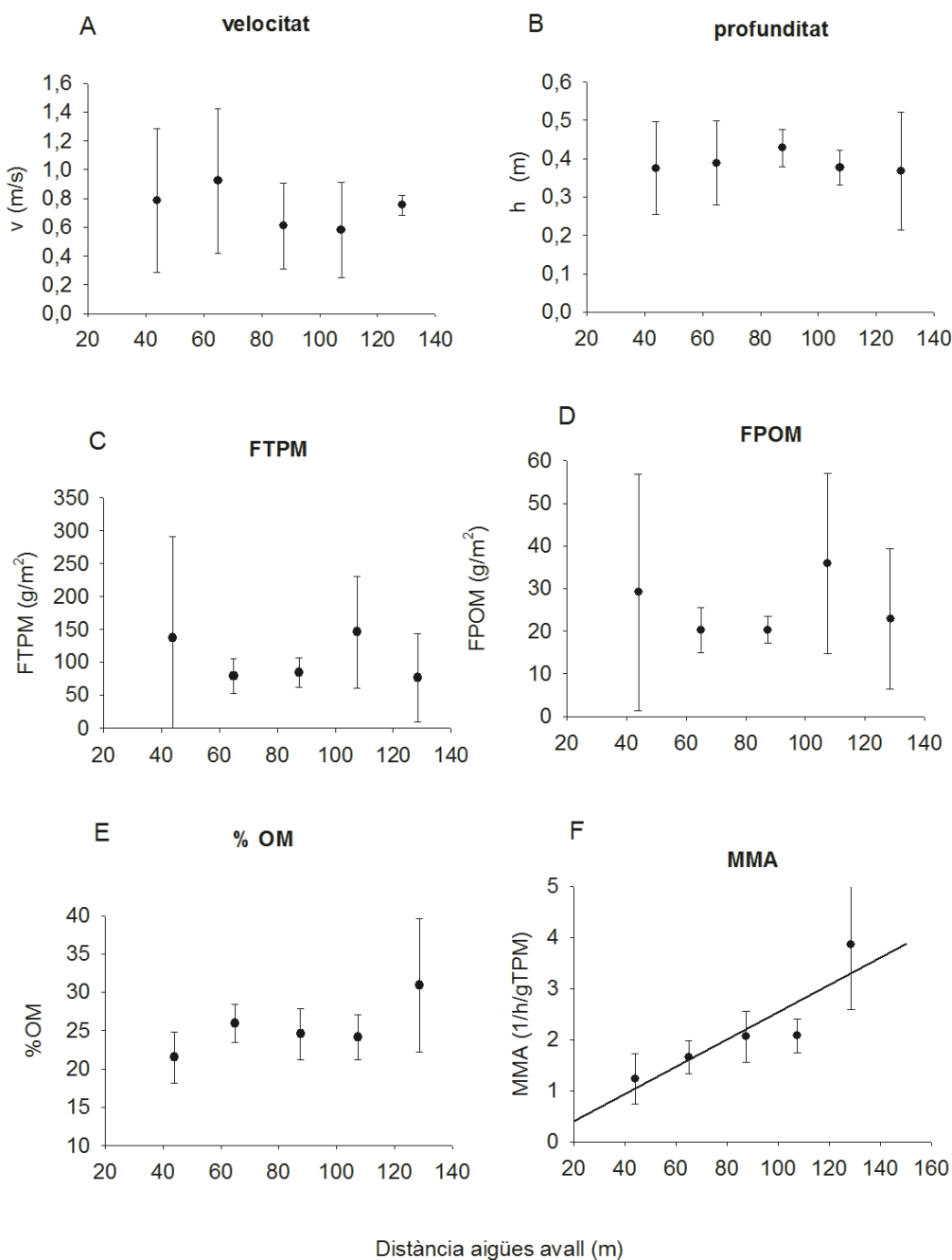
Les variables hidrològiques (v i h) no van presentar cap patró longitudinal (en ambdós casos ANOVA  $p > 0.05$ ) (Figura 5 A i B). La mitjana de la v i de la h va ser  $0.74 \pm 0.36$  m/s i  $0.39 \pm 0.10$  m, respectivament (Taula 2).

Tampoc es va observar cap patró longitudinal per la FTPM i la FPOM (Figura 5 C i D) (en ambdós casos ANOVA  $p > 0.05$ ). La mitjana de la FTPM i de la FPOM va ser  $104.53 \pm 83.58$  g/m<sup>2</sup> i  $25.71 \pm 18.97$  g/m<sup>2</sup>, respectivament (Taula 2).

El %OM va augmentar al llarg del tram del 20 al 30% (Figura 5 E), amb una mitjana de  $25.40 \pm 5.29\%$  (Taula 2), però aquesta tendència no va ser significativa (ANOVA  $p > 0.05$ ). La MMA també va augmentar al llarg del tram, amb una mitjana de  $2.18 \pm 1.10$  1/h/g FTPM (Taula 2) i aquest cop, de forma significativa (Figura 5 F) (ANOVA,  $F = 11.76$ ,  $p = 0.041$ ).

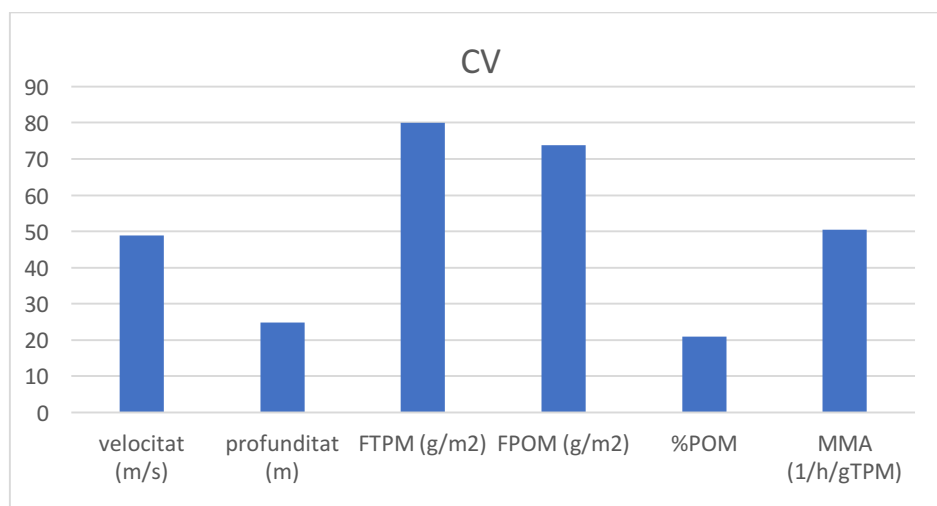
**Taula 2:** Mitjana  $\pm$  desviació estàndard i coeficient de variació (entre parèntesis) per la velocitat, profunditat, matèria particulada fina total (FTPM), matèria orgànica particulada fina (FPOM), %OM, i l'activitat metabòlica microbiana (MMA) pel conjunt de mostres recollides aigües avall de l'entrada de l'efluent de la EDAR durant la campanya del 5 de març del 2018.

	<b>X<math>\pm</math>SD (CV)</b>
<b>velocitat (m/s)</b>	0.73 $\pm$ 0.36 (48.9)
<b>profunditat (m)</b>	0.39 $\pm$ 0.10 (24.7)
<b>FTPM (g/m<sup>2</sup>)</b>	104.53 $\pm$ 83.58 (79.9)
<b>FPOM (g/m<sup>2</sup>)</b>	25.71 $\pm$ 18.97 (73.8)
<b>%OM</b>	25.40 $\pm$ 5.29 (20.8)
<b>MMA (1/h/gTPM)</b>	2.18 $\pm$ 1.10 (50.4)



**Figura 5:** Patró longitudinal de (A) velocitat, (B) profunditat, (C) matèria particulada fina total (FTP), (D) matèria orgànica particulada fina (FPOM), (E) percentatge de OM i (F) activitat metabòlica microbiana (MMA), aigües avall de l'entrada de l'efluent de la EDAR de Sta. Maria de Palautordera. Els cercles són la mitjana per cada transecte i les barres d'error són la desviació estàndard. La línia negra només s'indica si el patró longitudinal és significatiu (ANOVA,  $p < 0.05$ ).

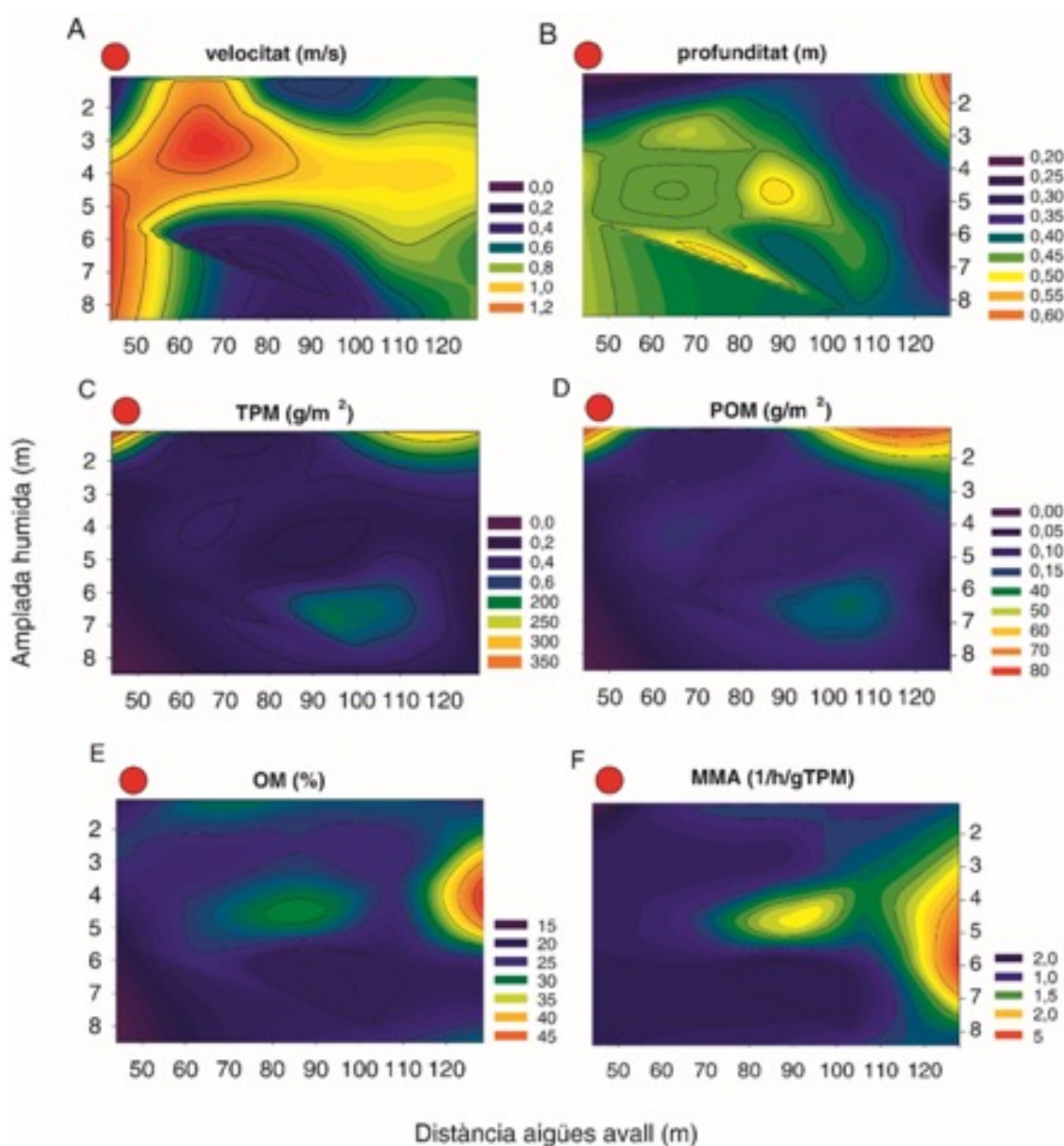
El coeficients de variació van indicar que la FTPM és la variable que presenta una heterogeneïtat més elevada (CV = 80%), seguida de la FPOM (CV = 74%) (Figura 6). La MMA i la v van variar de forma moderada (CV = 49 i 50%, respectivament). En canvi, la h i el %OM van ser les variables més homogènies al llarg del tram estudiat (CV = 25 i 21%), respectivament (Figura 6).



**Figura 6:** Coeficient de variació (CV, %) per a la velocitat, profunditat, matèria particulada fina total (FTPM), matèria orgànica particulada fina (FPOM), percentatge de matèria orgànica (%OM) i activitat metabòlica microbiana (MMA) pel conjunt de punts mostrejats aigües avall de l'entrada de l'efluent de la EDAR durant la campanya del 5 de març de 2018.

Els gràfics de superfície, que representen la superfície tridimensional de les coordenades del tram de riu estudiat, van mostrar una gran variabilitat al llarg del tram, tant per les variables fisicoquímiques com per la MMA. La v va ser més alta a la zona central (B i C) i menor als laterals (A i D), tot i que la diferència entre ambdues zones no va arribar a ser significativa (p-valor = 0.0507). La h va variar poc entre els diferents punts del tram, tot i que, els valors més elevats van situar-se al tram final de la riba esquerra (Figura 7 A i B).

En referència a la FTPM i la FPOM, els punts de major acumulació van localitzar-se a la riba corresponent a l'entrada de l'efluent de la EDAR, amb 200-300 g/m<sup>2</sup> i 40-80 g/m<sup>2</sup>, respectivament. En canvi, l'acumulació de FTPM i FPOM a la resta dels punts del tram va ser molt inferior mostrant 0.2-0.6 g/m<sup>2</sup> i 0.05-0.15 g/m<sup>2</sup>, respectivament (Figura 7C i D). El % de OM i la MMA van presentar una distribució espacial molt similar, amb les magnituds més altes concentrades a la zona central i a la part final del tram (Figura 7E i F).

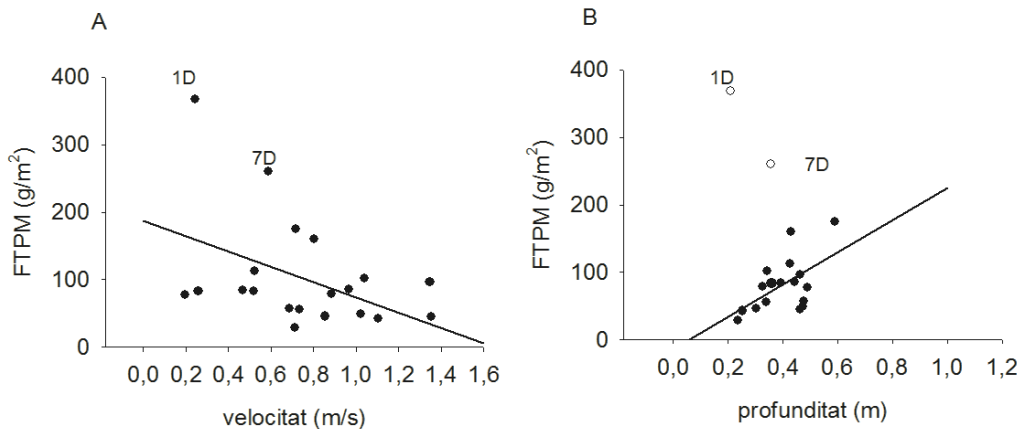


**Figura 7:** Gràfic de superfície per a (A) velocitat, (B) profunditat, (C) matèria particulada fina total (FTPm), matèria orgànica particulada fina (FPOM), percentatge de matèria orgànica (%OM) i activitat metabòlica microbiana (MMA). El punt vermell indica la localització de l'entrada de l'efluent de la EDAR de Sta. Maria Palautordera, la qual es troba a 44 m del primer transecte del tram estudiat.

### 5.3 Relació entre la matèria particulada fina (FTPm o FPOM) i les variables hidrològiques

La variabilitat espacial de la FTPm es va relacionar amb la de les variables hidrològiques estudiades al llarg del tram. Concretament, la FTPm es va relacionar negativament amb la  $v$  (ANOVA,  $F = 5.767$ ,  $p = 0.027$ ). També va ser significativa i negativa la relació entre FTPm i  $h$ , però només quan vam descartar els punts 1D i 7D (ANOVA,  $F=7.205$ ,  $p=0.016$ ) (Figura 8). Aquests dos punts van mostrar uns valors de FTPm desproporcionadament més elevats

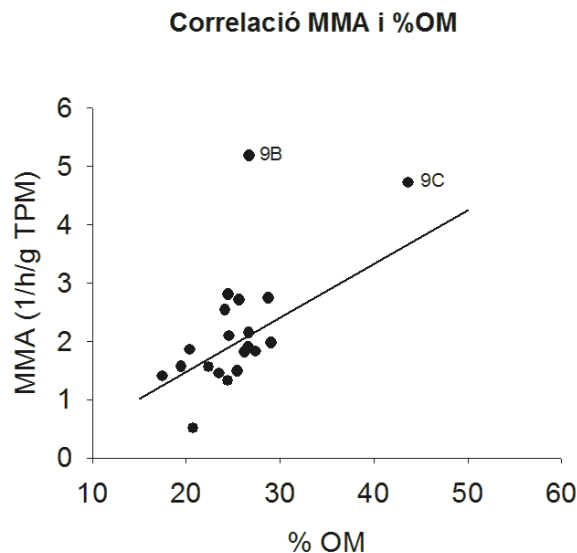
que la resta de punts del tram: 368 i 260.46 g/m<sup>2</sup> pel punt 1D i 7D, respectivament.



**Figura 8:** Gràfic de dispersió entre (A) matèria particulada fina total (FTPM) i velocitat, (B) FTPM i profunditat. Per cada gràfic, la línia negra indica la regressió lineal entre ambdós variables (al panell B, els cercles blancs no estan inclosos al model).

#### 5.4 Activitat metabòlica associada a la matèria particulada fina

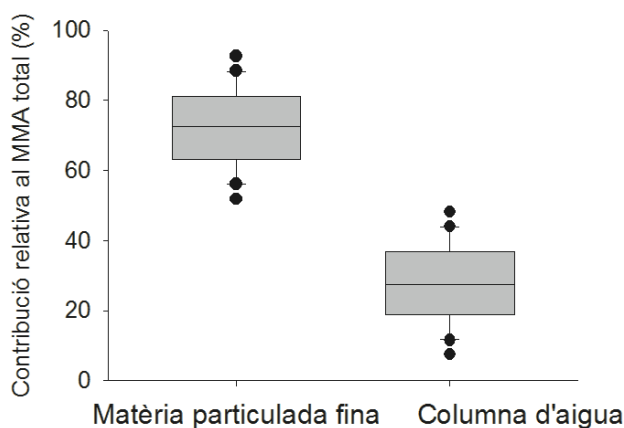
L'activitat metabòlica microbiana associada a la matèria particulada fina es va relacionar amb la qualitat d'aquesta. En particular la MMA per unitat de FTPM es va relacionar positivament amb el percentatge d'OM al tram estudiat (ANOVA,  $F = 13.724$ ,  $p = 0.001$ ) (Figura 9).



**Figura 9:** Gràfic de dispersió entre l'activitat metabòlica microbiana (MMA) i percentatge de matèria orgànica (%OM). La línia negra indica la regressió lineal entre ambdós variables.

Finalment, es van comprovar que existien diferències significatives entre la contribució promig de la matèria particulada fina present de forma natural a la columna d'aigua, que va representar el 28%, i la contribució de la matèria

particulada fina resuspensa del llit del riu de forma manual, que va representar el 72% al total de la MMA (t-test,  $p < 0.0001$ ). (Figura 10).



**Figura 10:** Diagrama de caixes de la contribució relativa de les partícules fines del sediment i de la columna d'aigua a l'activitat metabòlica microbiana (MMA). La caixa representa l'amplitud interquartílica (del 25è al 75è quartil), la línia negra és la mediana. Les dues línies negres que s'estenen per sota i per sobre de la caixa indiquen el 10è i 90è quartil, respectivament. Els cercles negres són les observacions atípiques que queden fora de l'interval.

## 6. DISCUSSIÓ

En aquest treball ens plantejàvem estudiar quina influència té l'entrada d'un efluent de EDAR sobre la quantitat i la qualitat de la matèria particulada fina que s'acumula al llit del riu, i com es distribueixen aquestes partícules aigües avall de la entrada puntual de l'efluent. L'estudi el vam realitzar durant un moment hidrològic extrem amb molt de cabal ( $> 1000$  L/s), que és un cabal unes 10 vegades superior al cabal basal promig d'aquest riu (Bernal et al., 2017). En aquestes condicions de crescuda el riu receptor té una gran capacitat de dilució, i les partícules fines poden resuspendre's de forma natural i transportar-se aigües avall. Per tant, aquest és un moment on podríem esperar que les diferències entre aigües amunt i aigües avall es diluïssin. Concordantment, els resultats mostraren poques diferències entre la quantitat de FTPM i FPOM que resta al llit del riu aigües amunt i avall de la EDAR. Aquests resultats contrasten amb els obtinguts en aquest mateix tram en condicions basals en moments de poca dilució ( $<20\%$ ), durant els quals s'observa un increment significatiu de FTPM i un increment significatiu del %OM aigües avall de l'entrada del efluent de la EDAR (Drummond et al., 2018). Aquest efecte aparent en l'acumulació de partícules fines per sota d'un efluent de EDAR també s'ha observat en altres rius mediterranis en condicions basals (Ruggiero et al., 2006). Per tant, el nostre estudi apunta a que els efectes dels efluents de les EDARs sobre la dinàmica de les partícules fines als rius receptors està fortament condicionada per les condicions hidrològiques.



Cap de les variables estudiades va presentar un patró longitudinal clar aigües avall de l'entrada de l'efluent de la EDAR (excepte la MMA). No obstant això, si vam observar una gran heterogeneïtat espacial, sobretot pel que fa a la matèria particulada fina. Aquesta heterogeneïtat pot explicar-se, en part, per la variabilitat hidrològica al llarg del tram, doncs els resultats mostraren una major acumulació de FTPM en el llit del riu quan les aigües eren més lentes i profundes. També, estudis previs indiquen que la distribució espacial del FTPM pot estar associada a l'existència de fluxos preferencials d'aigua al llarg del riu, doncs la velocitat normalment és més alta al centre i menor a les ribes (Drummond et al., 2017). Aquest patró, però, no el vam observar en el tram estudiat, segurament perquè durant les crescudes la velocitat s'homogeneïtza i les diferents parts del canal queden connectades, desapareixent els camins preferencials. A més, les condicions humides persistents els dies previs al dia de campanya, segurament també van contribuir a difuminar qualsevol tipus de patró hidrològic preferencial.

Els resultats indicaren uns coeficients de variació substancialment majors pel FTPM que per la velocitat o la profunditat, el que suggereix que la distribució espacial de FTPM no solament respon a les característiques hidrològiques del tram. Així doncs, hi ha altres causes a part de les hidrològiques que expliquen la presència de punts calents d'acumulació de FTPM al riu, com podria ser la presència d'obstacles físics. Es sap que els obstacles grans com ara troncs d'arbres promouen la retenció de la matèria particulada fina. Per aquest motiu els troncs de fusta s'utilitzen per a la restauració de rius, atès que augmenten la profunditat de la columna d'aigua, la retenció de sediments fins i la matèria orgànica, i contribueixen a incrementar la diversitat en els sediments (Elosegi et al., 2017). També, els macròfits tenen importants efectes físics i estructurals en els ecosistemes fluvials, doncs contribueixen a l'estabilització dels sediments i proporcionen refugi i substrat a les comunitats d'invertebrats i peixos (Sand & Jensen., 1998, Madsen et al., 1995). Les biopel·lícules i agregats (biofilms) també actuen com a micro-obstacles, els quals desenvolupen múltiples estratègies per augmentar la biomassa i l'activitat microbiana, al mateix temps que fan front a les limitacions hidrodinàmiques. Per exemple, poden formar arquitectures complexes amb xarxes de canals que facilitin el subministrament del solut. (Battin et al., 2009). Així doncs, els punts calents d'acumulació de matèria particulada fina que vam identificar al llarg del tram (Figura 8) podrien ser deguts als obstacles físics presents al riu com troncs d'arbres caiguts o illes de macròfits (Figura 3). A més, aquests punts calents podrien mostrar una quantitat major de partícules fines en condicions hidrològiques extremes, com les d'aquest estudi, ja que en moments de crescuda pot donar-se una resuspensió natural de partícules des de l'hiporreos que es mobilitzarien aigües avall fins quedar atrapades a les zones on es localitzen els obstacles.

El tercer objectiu d'aquest treball va ser investigar si l'entrada de l'efluent de la EDAR influeix sobre la bioreactivitat de les partícules fines en el riu receptor, atès que la EDAR incorpora més FPOM al tram del riu i aquesta, en ser més làbil, pot ser degradada fàcilment per la biota. Estudis previs realitzats al mateix riu indiquen que el processament de nutrients procedents de l'efluent de la EDAR s'estén al llarg de varies desenes de metres aigües avall de l'entrada de l'efluent (Merseburger et al. 2005, Bernal et al. 2017). Per tant, hom podria esperar un patró similar pel processament de matèria orgànica fina. Els resultats indicaren que la MMA associada a l'aigua residual tractada que arriba des de l'efluent de la EDAR és molt alta, fins a 50 vegades major que la MMA mesurada aigües amunt i també que l'activitat microbiana associada a la matèria particulada fina va presentar un patró longitudinal ascendent al llarg del tram estudiat. Malgrat això, les diferències en la MMA aigües amunt i aigües avall de la EDAR van ser petites, el que suggereix que l'efecte de l'entrada de l'efluent sobre la bioreactivitat de les partícules fines del riu és molt local i limitat en condicions de crescuda. Aquests resultats contrasten amb els obtinguts en condicions de dilució baixa, quan s'observaren diferències significatives en la MMA aigües amunt i aigües avall de l'entrada de l'efluent de la EDAR (Drummond et al., 2018). Aquestes diferències posen de manifest la importància de considerar diferents condicions hidrològiques a l'hora d'entendre l'efecte de les entrades puntuals en el funcionament i la dinàmica del riu receptor.

La MMA en el tram estudiat també va presentar una heterogeneïtat espacial força alta ( $CV = 40\%$ ). A més, la distribució espacial de la MMA no va assemblar-se a la de les variables hidrològiques, ni tampoc a la d'acumulació de partícules fines (FTPM), si no a la del %OM del FTPM. Malgrat que el %OM és un indicador de la qualitat del FTPM molt genèric, aquests resultats suggereixen que la qualitat de les partícules fines és un factor molt important a l'hora de determinar l'activitat microbiana. Estudis previs han demostrat que la qualitat química de FPOM (i.e., C:N i C:P ratios) influeix en la velocitat de descomposició de FPOM en els sistemes aquàtics, la qual cosa suggereix que la mineralització de C per microbis associada amb el FPOM augmenta amb la qualitat d'aquest FPOM (Sanse-Jensen, 1993). De fet, la relació positiva que vam trobar entre la MMA i %OM dona suport a aquesta idea. L'existència de punts calents de MMA en el tram d'estudi podria atribuir-se a surgències de partícules fines riques en matèria orgànica acumulades a capes més profundes de la zona hiporreica i expulsades cap a la superfície com a conseqüència del increment de fluxos subsuperficials durant la crescuda. També podria atribuir-se a l'acumulació de nutrients o bacteris a la columna d'aigua en punts determinats del tram. Els nostres resultats, però, no donen suport a aquesta idea, doncs la contribució de la matèria particulada fina de l'hiporreos al MMA total (70%) va ser molt major que la de la columna d'aigua (30%).

La descomposició de la FPOM proporciona energia pel metabolisme microbià, sobretot pel metabolisme heteròtrof, ja que la FPOM és més làbil que el carboni orgànic dissolt i el material més groller. A més, proporciona nutrients per als microorganismes i els productors primaris, per tant, la FPOM és essencial pel metabolisme heteròtrof. Els nostres resultats concorden amb aquest idea perquè vam trobar una relació forta i positiva entre la qualitat de la FPOM i l'activitat metabòlica associada. A més, aquest estudi revela l'existència d'una gran heterogeneïtat espacial en la distribució de la matèria particulada fina i l'activitat metabòlica associada, fins i tot en condicions de cabal alt, i la presència de punts calents d'acumulació de partícules fines i d'activitat metabòlica. Aquests punts calents, però, no es relacionen únicament amb les variables hidrològiques i no coincideixen entre ells. Els de la matèria particulada fina es relacionen sobretot amb la presència d'obstacles físics i els de la MMA es relacionen amb el percentatge de matèria orgànica. Conèixer quins són els factors que determinen la presència d'aquests punts calents pot ser fonamental per entendre com diferents substrats i hàbitats contribueixen al metabolisme del riu i també com varia l'emissió de CO<sub>2</sub> cap a l'atmosfera en diferents condicions hidrològiques. Per això, seria interessant seguir en aquesta línia d'estudi, repetint aquest treball de camp en condicions de cabal basal, com per exemple a l'estiu.

L'entrada de l'efluent de la EDAR al riu pot tenir importants conseqüències sobre el seu metabolisme, perquè, tal i com s'ha vist, la EDAR és una font de matèria particulada fina de qualitat. Així doncs, els efluent de les EDARs poden modificar el funcionament de l'ecosistema fluvial incrementant la respiració, el metabolisme heterotròfic i les emissions de CO<sub>2</sub> cap a l'atmosfera (Bernhardt et al., 2017). És important, però, avaluar aquests efectes no només en condicions basals, sinó també en condicions de crescuda, doncs és un extrem hidrològic poc estudiat durant el qual els patrons poden canviar substancialment. Aquest treball, doncs, s'emmarca dins del conjunt d'estudis que ja fa anys que s'estan duent a terme al mateix riu i que posen de manifest l'impacte que té l'efluent de la EDAR sobre el funcionament del riu, tant pel que fa a les comunitats bacterianes (Merbt et al., 2015), com a la transformació i eliminació del nitrogen (Ribot et al., 2012; Bernal et al., 2017), i a la dinàmica de partícules fines (Drummond et al., 2018). Aquest estudi pretén contribuir amb dades referents a la respiració aeròbica en condicions de cabal alt, per entendre millor com es distribueix i es processa la matèria fina particulada en aquest riu receptor d'aigües procedents de la EDAR.

La metodologia emprada per realitzar aquest estudi ha estat respectuosa amb el medi ambient, ja que no s'ha alterat la química ni el funcionament del tram de riu estudiat. No s'ha utilitzat cap procediment agressiu per agafar les

mostres d'aigua ni per mesurar les diverses dades i ha estat ètic en tot moment.

## 7. CONCLUSIONS

1. FTPM and FPOM did not increase downstream of the WWTP effluent, and longitudinal patterns with the distance to the WWTP were not observed, as a consequence of the high stream dilution capacity during high-flow conditions.
2. Hydrologic variables only partially explained the spatial distribution of particulate matter, and instead additional factors, such as physical obstructions, influenced the development of hot spots of particle accumulation in the streambed.
3. Hotspots of the metabolic activity associated with the fine particulate matter were detected downstream of the WWTP. However, these hot spots of reactivity did not coincide with the quantity of accumulated fine particulate matter, but rather the quality of the particles (% OM).
4. Finally, the WWTP only slightly modified the quantity and quality of the fine particles in the receiving stream during high flow conditions, in contrast with previous results obtained during low flow conditions in the same study site. These differences highlight the extent to which hydrologic regime can influence the impact of point sources to receiving streams.

## 8. REFERÈNCIES

Allan, J.David. & Castillo, M.M. Stream ecology. Springer Netherland, Ed. 2th Editon. Netherland 452pp.

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:257-284.

Battin, T.J; Kaplan L.A.; Findlay, S.; Hopkinson, C.S; Marti. E, Packman. A.I.; Denis, N.J. & Sabater, F. (2009). Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature geoscience* vol. 1: 95-100.

Bernal, S., Merbt, S.N., Ribot, M., Casamayor, E.O., Martí, E. (2017). Day-night ammonium oxidation in an urban stream: the influence of irradiance on ammonia oxidizers. *Freshwater Science* 36(2): 272-283.

Bernhardt, E.D.; Rosi, E.J.; Gessner, M.O. (2017). Synthetic chemicals as agents of global change. *The ecological society of America*. Vol 15(2): 84-90.

Boano, F.; Harvey, J.W.; Marion, A.; Packman, A.I.; Revello, R.; Ridolfi, L. & Wörman, A. (2014). Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Review of Geophysics*, 52(4): 603-679.

Bott T.L. & Kaplan L.A. (1985). Bacterial biomass, metabolic state, and activity in stream sediments: Relation to environmental variables and multiple assay comparisons. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 50(2): 508-522.

Brugger, A; Wett, B; Kolar, I; Reitner, B. & Herndl, G.J. (2001). Immobilization and bacterial utilization of dissolved organic carbon entering the riparian zone of the alpine Enns River, Austria. *Aquatic Microbial Ecology* 24: 129-142.

Bueno, C.; Villegas, M.L.; Bertolotti, S.G.; Previtali, C.M.; Neumann, M.G. & Encinas, M.V. (2002). The excited-state interaction of resazurin and resorufin with amines in aqueous solutions. *Photophysics and photochemical reaction, Photochemistry and Photobiology* 76(4): 385 – 390.

Drummond, J. D.; Aubeneau, A. F. & Packman, A. I. (2014). Stochastic modeling of fine particulate organic carbon dynamics in rivers. *Water Resources Research* 50: 4341– 4356.

Drummond, J. D.; Larsen L. G.; Gonzalez-Pinzon, R.; Packman, A. I. & Harvey, J. W. (2017). Fine particle retention within stream storage areas at base flow and in response to a storm event. *Water Resources Research*, 53(7): 5690-5705.

Drummond, J.D.; Bernal, S.; Meredith, W., Gonçalves J.; Schumer, R.; & Martí, E. (2018), Physical and biogeochemical processes driven by point source inputs of fine particles to intermittent streams, EGU General Assembly, Vienna, Austria, 7–12 April 2018, EGU2018-18181, 2018.

Elosegi, A.; Díez, J.; Flores, L. & Molinero, J. (2017). Pools, channel form, and sediment storage in wood-restored streams: Potential effects on downstream reservoirs. *Geomorphology Research* 279: 165-175.

Fellows, C. S.; Clapcott, J. E.; Udy J. W.; Bunn S. E.; Harch, B. D.; Smith, M. J. & Davies, P. M. (2006). Benthic metabolism as an indicator of stream ecosystem health. *Hydrobiologia* 572(1): 71–87.

Gücker, B.; Brauns, M. & Pusch, M. T. (2006). Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 313–329.

Haggerty, R.; Argerich, A. & Martí, E. (2008). Development of a “smart” tracer for the assessment of microbiological activity and sediment-water interaction in natural waters: The resazurin-resorufin system. *Water Resources Research*. 44(4).

Haggerty, R. (2013). Analytical solution and simplified analysis of coupled parent- daughter steady-state transport with multirate mass transfer. *Water Resources Research* 49(1): 635-639.

Harvey, J.W.; Drummond, J.D.; Martin, R.L.; McPhillips, L.E.; Packman, A.I.; Jerolmack, D.J.; Stonedahl, S.H.; Aubeneau, A.F.; Sawyer, A.H.; Larsen, L.G. & Tobias, C.R. (2012). Hydrogeomorphology of the hyporheic zone: Stream solute and fine particle interactions with a dynamic streambed. *Journal of geophysical research: Biogeosciences banner*. Vol. 117(G4).

Hauer, F. & Lamberti, G. 2011 *Methods in stream ecology*. Academic Press, Ed. 3th Edition. Indiana, USA. 506pp.

Jones, J.B. & Holmes, R.M. (1996). Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends in ecology & evolution*. Vol. 11(6): 239-242.

Kangasniemi, K. H. (2004). *Fluorescent diagnostics for imaging dissolved oxygen*, Ph.D. thesis, Univ. of Texas at Dallas, Richardson, Texas. Vol. 7(495) 544-2494.

Karakashev, D.; Galabova, D. & Simeonov, I. (2003). A simple and rapid test for differentiation of aerobic from anaerobic bacteria. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 19: 233–238

Kaplan, L.A.; Bott, T.L. (1985). Bacterial biomass, metabolic state, and activity in stream sediments: Relation to environmental variables and multiple assay comparisons. *Applied and environmental microbiology*.

Malmqvist, B. & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*. Volum 29: 134-153.

Kurz, M.J.; Drummond, J.D.; Martí, E.; Zarnetske, J.P.; Lee-Cullin, J.; Klaar, M.J.; Folegot, S.; Keller, T.; Ward, A.S.; Fleckenstein, J.H.; Darty, T.; Hannah, M.D. & Krause, S. (2017). Impacts of water level on metabolism and transient storage in vegetated lowland rivers: Insights from a mesocosm study. *Journal of geophysical research: Biogeosciences*. Vol. 122(3): 628-644.

Mendoza-Lera, C.; Frossard, A.; Knie, M.; Federlein, L. L.; Gessner, M. O. & Mutz, M. (2016). Importance of advective mass transfer and sediment surface area for streambed microbial communities. *Freshwater Biology* 62(1): 133–145.

Merbt, S.N.; Auguet, J.; Blesa, A.; Martí, E.; Casamayor, E.O. (2015). Wastewater treatment plant effluents change abundance and composition of ammonia-oxidizing microorganisms in mediterranean urban stream biofilms. *Microb Ecol*. Vol. 69(1): 66-74.

Merseburger, G.C.; Martí, E. & Sabater F. (2005). Net changes in nutrient concentrations below a point source input in two streams draining catchments with contrasting land uses. *Science of the Total Environment* 347: 217-229.

Naegeli, M.W. & Uehlinger, U. (1997). Contribution of the hyporheic zone to ecosystem metabolism in a prealpine gravel-bed-river. *Journal of the north american benthological society*. Vol.16(4): 794-804.

Pastor, A.; Compton, Z.G.; Dijkstra, P.; Riera, L.J.; Martí, E.; Sabater, F.; Hungate, A.B. & Marks, J.C. (2014). Stream carbon and nitrogen supplements during leaf litter decomposition: contrasting patterns for two foundation species. *Oecology*. Vol. 176(4): 1111-11121.

Petticrew, E. L.; Krein, A. & Walling, D. E. (2007). Evaluating fine sediment mobilization and storage in a gravel-bed river using controlled reservoir releases. *Hydrological Processes* 21: 198–210.

Rauter, A.; Weigelhofer, G.; Waringer, J. & Battin, T.J. (2005). Transport and metabolic fate of sewage particles in a recipient stream. *Journal of Environmental Quality* 34:1591- 1599.

Ribot, M.; Martí, E.; Shiller, D.V.; Sabater, F.; Saims, H. & Battin, T.J. (2012). Nitrogen processing and the role of epilithic biofilms downstream of a wastewater treatment plant. *Freshwater Science*. Vol 31(4): 1057-1069.

Romaní AM, Butturini A, Sabater F, Sabater S (1998) Hetero- trophic metabolism in a forest stream sediment: surface versus subsurface zone. *Aquat Microb Ecol* 16:143–151.

Rueda, J.; Camacho, A.; Mezquita, F.; Hernandez, R. & Roca, J. R. (2002). Effects of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a Mediterranean stream. *Water Air Soil Pollution* 140: 425–444.

Ruggiero, A.; Solimini, A.G. & Carchini, G. (2006). Effects of a waste water treatment plant on organic matter dynamics and ecosystem functioning in a Mediterranean stream. *Research* 42: 97-107.

Sand-Jensen, K. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. (1998). *Freshwater biology*. 39: 663-679.

Stutter, M.I.; Langan, S.J. & Demars, B.O.L. (2007). River sediments provide a link between catchment pressures and ecological status in a mixed land use Scottish river system. *Water Research*. Vol. 41(12): 2803-2815.

Tank, J.L.; Rosi-Marshall, E.J.; Griffiths, N.A.; Entekin, S.A. & Stephen, M.L. (2009). Source: *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1):118-146.

Triska, F.J.; Jackman, A.P.; Duff, J.D. & Avanzino, R.J. (1994). Ammonium sorption to channel and riparian sediments: A transient storage pool for dissolved inorganic nitrogen. *Biochemistry*. Vol. 26(2): 67-83.

Wakelin, S.A.; Macdonald, L.L.; Rogers, S.L.; Gregg, A.L.; Bolger, T.P. & Baldock, J.A. (2008). Habitat selective factors influencing the structural composition and functional capacity of microbial communities in agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry*. Research 40: 803-813.

Wallace, J.B.; Egger, S.L.; Meyer, J.L. & Webster, J.R. (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*. Vol. 277(5322): 102-104.

Xia, P.; Zhu, B.; C, Bei.; Yu, J. & Xu, J. (2017). 2D/2D g-C<sub>3</sub>N<sub>4</sub>/MnO<sub>2</sub> Nanocomposite as a direct z-scheme photocatalyst for enhanced photocatalytic activity. *ACS Sustainable chemistry*. Eng. 6, 1, 965-973.

Zar, J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall/Pearson, Ed. 5th Edition. Upper Saddle River, N.J. 944pp.