

ESTUDI DE LA DESCOMPOSICIÓ DE LA FULLARACA I DE LA FISICOQUÍMICA DE L'AIGUA A LA FONT DE FERRO DE CAN VERDAGUER

Autor: Miguel García Ibáñez

Tutores: Dra. Elena Guasch Padró i Dra. Anna Romaní Cornet

Institució: Universitat de Girona

Data: 19/07/2016

Estudi: Grau en Biologia

ÍNDIX

Agraïments.....	2
Resum.....	2
Resumen.....	2
Abstract.....	3
Introducció.....	3
Objectives	4
Metodologia.....	5
Zona d'estudi.....	5
Disseny dels mostrejos	6
Anàlisis químiques	6
Alcalinitat.....	6
Metalls dissolts.....	7
Nutrients dissolts.....	7
Mesures de la Qualitat de la Matèria Orgànica Dissolta (DOM).....	8
Anàlisis de la descomposició de la fullaraca	8
Observació de la diversitat de fongs	8
Càlcul de la biomassa fúngica.....	8
Càlcul de les taxes de descomposició de la fullaraca	9
Anàlisi de les dades	9
Ètica i sostenibilitat.....	10
Resultats	10
Físicoquímica de l'aigua.....	10
Matèria orgànica dissolta (DOM).....	11
Anions	12
Metalls.....	13
Observació de la diversitat de fongs i Càlcul de la seva biomassa.....	13
Descomposició de la fullaraca.....	14
<i>Anàlisi de les relacions entre les variables fisicoquímiques i biològiques</i>	15
Resultats complementaris	16
Discussió.....	17
Resum del funcionament de la Font de Ferro	19
Conclusions.....	21
Bibliografia	21
Apèndix	23

AGRAÏMENTS

Primer de tot vull donar les gràcies a tots aquells que han col·laborat amb mi des del primer moment, ja sigui aconsellant-me, ajudant-me o donant-me ànims. Especialment a les meves tutores, les Dres. Helena Guasch Padró i Anna Romaní Cornet per tota l'ajuda que m'han prestat durant tot aquest temps, els seus consells m'han donat la força per buscar respostes als reptes que aquest treball m'ha plantejat. Però tampoc em vull oblidar de tots els estudiants de doctorat del Departament d'Ecologia de la Universitat de Girona, (Irene, Laura, Giulia, Cesc, David, Lorena, Núria, ...) tots d'una manera o una altra heu col·laborat en aquest treball i també em vau acceptar com un més de vosaltres mentre, espero que us vagi molt bé en la vida ja que jo mai us oblidaré. Sobretot vull agrair a la futura doctora María Argudo Fernández tota la seva ajuda i recolzament durant tot aquest procés, ella ha fet que les sortides de camp i el treball de laboratori siguin més entretingudes, sempre recordaré totes aquelles vesprades al teu costat m'han servit per aprendre molt i sempre tenies paciència per respondre'm els dubtes amb un somriure a la cara. També vull donar les gràcies a tota la meua família, en especial al meu pare i la meua mare, la meua germana i a la meua iaia. He tingut la sort de tenir la millor família possible i que durant la realització d'aquest treball i també durant tot el grau sempre m'han recolzat, gràcies per totes aquelles trucades d'Skype els diumenges que jo esperava amb anhels tota la setmana. Finalment, gràcies a tots aquells que, tot i no aparèixer entre aquestes paraules, m'han ajudat d'una o altra manera i que sense ells no hauria sigut possible aquest treball.

RESUM

L'objectiu de l'estudi ha estat estudiar l'efecte del Fe en l'aigua de la Font de Ferro sobre la descomposició de la fullaraca majoritàriament provinent de *Quercus pubescens*. El treball de camp es va dur a terme entre desembre de 2016 i gener de 2017, en cada mostreig es va recollir una bossa de fulles de roure de cada punt a més de dades de pH, conductivitat, O₂ dissolt, temperatura i velocitat. Al laboratori es va mesurar pèrdua de pes de les fulles, alcalinitat, absorbància, índex de fluorescència, contingut en metalls (Al, B, Fe, Mn, Rb, Sr, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Sn, Sb i Ba), contingut en nutrients (NH₄⁺, PO₄³⁻, P org, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻ i SO₄²⁻), observació de diversitat d'hidromicets i concentració d'ergosterol (per saber la biomassa de fongs). Es van obtenir les taxes de descomposició que anaven (punts 1-4) de -0,0021 fins -0,0234 dies⁻¹, i aquesta variació encaixava amb les concentracions de Fe en l'aigua que anaven (punts 1-4) de 4972,53 fins 78,64 ppb, també amb els valors de conductivitat de l'aigua que variaven de 6,71 fins a 6,11 mS/cm, i amb els valors d'ergosterol (de 6,65 fins 56,75 µg ergosterol/g pes sec entre els punts 1-4). Els resultats del 5è punt seguien tendències completament diferents a les de la resta. D'anàlisis estadístics es va realitzar una ANCOVA per observar si l'evolució del percentatge de matèria orgànica romanent varia significativament en funció dels dies que han passat les bosses de fulles en l'aigua i la distància del punt de mostreig respecte de la font, un test de Tukey per observar si hi havia diferències significatives entre les taxes de descomposició dels diferents punts i 2 PCA's (un amb variables fisicoquímiques i Fe, i altre amb metalls, pH i oxigen dissolt) per analitzar la variabilitat de les dades en funció de dues noves variables que explicaven al voltant del 60% de la variabilitat. Aquests resultats suggerien que el Fe afecta a la taxa de descomposició i permetrien la divisió de la font en 3 ambients: 1r (punts 1-2) on l'elevada concentració de Fe, la precipitació massiva dels seus derivats i l'elevada conductivitat inhibien la descomposició i la fotosíntesi; 2n (punts 3-4) on ja no hi actuaven aquests factors inhibidors; i 3r (punt 5) on es trencaven totes les tendències ja que l'aigua passava per sota dels sediments i això feia canviar les seves característiques.

RESUMEN

El objetivo del estudio ha sido estudiar el efecto del Fe en el agua de la Font de Ferro sobre la descomposición de la hojarasca mayoritariamente proveniente de *Quercus pubescens*. El trabajo de campo se realizó entre diciembre de 2016 y enero de 2017, en cada muestreo se recogió una bolsa de hojas de roble de cada punto además de datos de pH, conductividad, O₂ disuelto, temperatura y velocidad. En el laboratorio se midió pérdida de peso de las hojas, alcalinidad, absorbancia, índice de fluorescencia, contenido en metales (Al, B, Fe, Mn, Rb, Sr, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Sn, Sb i Ba), contenido en nutrientes (NH₄⁺, PO₄³⁻, P org, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻ i SO₄²⁻), observación de diversidad de hidromicetos i concentración de ergosterol (para saber la biomasa de hongos). Se obtuvieron las tasas de descomposición que variaban (puntos 1-4) de -0,0021 hasta -0,0234 días⁻¹, i esta variación encajaba con las concentraciones de Fe en el agua que iban (puntos 1-4) de 4972,53 hasta 78,64 ppb, también con los valores de conductividad del agua que variaban de 6,71 hasta 6,11 mS/cm y con los valores de ergosterol (de 6,65 hasta 56,75 µg ergosterol/g peso seco entre puntos 1-4). Los resultados del 5º punto siguen unas tendencias completamente diferentes a las del resto. De análisis estadísticos se realizó

una ANCOVA para observar si la evolució del porcentaje de materia orgánica remanente varía significativamente en función de los días que han pasado las bolsas de hojas en el agua y la distancia del punto de muestreo respecto de la fuente, un test de Tukey para observar si había diferencias significativas entre las tasas de descomposición de los diferentes puntos y 2 PCA's (uno con variables fisicoquímicas i Fe, y otro con metales, pH y O₂ disuelto) para analizar la variabilidad de los datos en función de dos nuevas variables que explicaban alrededor del 60% de la variabilidad. Estos resultados sugerían que el Fe afecta a la tasa de descomposición y permitirían la división de la fuente en 3 ambientes: 1º (puntos 1-2) donde la elevada concentración de Fe, la precipitación masiva de sus derivados y la elevada conductividad inhiben la descomposición y la fotosíntesis; 2º (puntos 3-4) donde ya no actuaban estos factores inhibidores; y 3º (punto 5) donde se rompían todas las tendencias ya que el agua pasaba por debajo de los sedimentos y esto hacía cambiar sus características.

ABSTRACT

The main objective of this study was to determine the effect of Fe in Font de Ferro's water on the leaf litter decomposition mostly from *Quercus pubescens*. The field work was performed between December 2016 and January 2017, in each sampling a bag of oak leaves was collected from each point as well as pH, conductivity, dissolved O₂, temperature and water velocity data. In the laboratory leaf weight loss, alkalinity, absorbance, fluorescence index, metal content (Al, B, Fe, Mn, Rb, Sr, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sn, Sb i Ba), nutrient content (NH₄⁺, PO₄³⁻, P org, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻ and SO₄²⁻), observation of hydromycetes diversity and concentration of ergosterol (to know fungal biomass) were measured. The decomposition rates varied (points 1-4) from -0,0021 to -0,0234 days⁻¹, and this variation fitted with the Fe concentrations in the water going (points 1-4) from 4972,53 to 78,64 ppb, also with water conductivity values varying from 6,71 to 6,11 mS/cm and with ergosterol values (from 6,65 to 56,75 µg ergosterol/g dry weight between points 1-4). The 5th point results follow a completely different trend from the rest of points. Statistical analyses were ANCOVA to observe if the evolution of the percentage of organic matter remaining varies significantly depending on the days that the leaf bags in the water have passed and the distance of the sampling point from the source, a Tukey test to observe if there were significant differences between the decomposition rates of the different points and 2 PCA's (one with physicochemical variables and Fe, and another with metals, pH and dissolved O₂) to analyse the variability of the data in function of two new variables that explained about 60% of the variability. These results suggest that Fe affects the rate of decomposition and allow the division of the source in 3 parts: 1st (points 1-2) where the Fe concentration is high, the massive Fe precipitation and high water conductivity inhibited the decomposition and photosynthesis; 2nd (points 3-4) where these inhibitory factors did not act; and 3rd (point 5) where all tendencies were broken because the water passed under the sediments and this changed their characteristics.

INTRODUCCIÓ

La descomposició de la matèria orgànica és el procés bàsic d'entrada d'energia als ecosistemes aquàtics continentals (Fisher i Likens, 1973; Minshall et al., 1983; Gessner i Chauvet, 1994; Suberkropp i Chauvet, 1995). El cicle de reciclatge de nutrients a través de la degradació de la matèria orgànica per part dels descomponedors microbians i els detritívors invertebrats és, per tant, el motor de transferència d'energia cap a les diferents xarxes tròfiques dels ecosistemes aquàtics continentals (Hieber i Gessner, 2002; Mora-Gómez et al., 2016). Durant el procés de degradació, la matèria orgànica és fragmentada donant principalment com a resultat matèria orgànica particulada (POM; >0,5µm), matèria orgànica dissolta (DOM; <0,5µm), i l'alliberament de CO₂ (Webster i Benfield, 1986; Gessner et al., 1999; Hieber i Gessner, 2002; Mora-Gómez et al., 2016).

Durant aquest procés de degradació dels compostos de carboni d'origen vegetal com la lignina (Mora-Gómez et al., 2016), els fongs juguen un paper dominant durant els estadis més primerencs i seran gradualment substituïts pels bacteris; és en aquest moment on exerciran un paper secundari molt important ja que augmenten la palatabilitat de les fulles per als detritívors (Gessner i Chauvet, 1994; Duarte et al., 2010; Artigas et al., 2011). Tot i això, encara no està clar si aquesta successió dels organismes detritívors es dona als ecosistemes aquàtics continentals (Duarte et al., 2010; Mora-Gómez et al., 2016).

Perquè es doni la degradació de la matèria orgànica aportada per la fullaraca s'han de donar unes condicions ambientals i fisicoquímiques adequades. Els factors més importants relacionats amb la velocitat de descomposició són: la concentració de nutrients, el tipus de fulla i composició en tanins i lignina, la disponibilitat d'aigua, la temperatura i humitat ambiental, el pH de l'aigua i també la concentració de determinats metalls a l'aigua.

Un dels factors més importants és la **concentració de nutrients**, concretament la de P i N ja que acceleren el metabolisme dels detritívors, és a dir, la descomposició de la fullaraca (Gessner i Chauvet, 1994; Suberkropp i Chauvet, 1995). Els efectes de l'addició o la manca de nutrients són difícils d'avaluar perquè els fongs i els bacteris depenen críticament del

subministrament de C orgànic, però també poden fer ús dels nutrients localitzats al material de la llera i en el medi del seu voltant (M. Gessner i Chauvet, 1994).

El **tipus de fulla** també influeix molt en la descomposició, sobretot en ecosistemes temperats mediterranis on els organismes vegetals suporten condicions d'elevat estrès hídric. En el cas de l'espècie seleccionada per als experiments (*Quercus pubescens*), que és la que aporta de forma predominant matèria al·lòctona al sistema, té fulles esclerofil·les amb una relació *specific leaf area* (SLA) baixa en relació amb altres espècies arbòries dels boscos temperats i una cutícula molt gruixuda (per evitar pèrdues excessives d'aigua) (Aranda et al., 2014). Tot això es relaciona amb la composició en lignina i tanins citada anteriorment, pel que es pot dir que les fulles amb aquestes característiques tindran unes taxes de descomposició relativament baixes.

Un altre aspecte a tenir en compte és, com diuen en Gessner i en Chauvet (1994), la **composició de tanins i lignina** de les fulles de roure, aquest últim és un factor molt important ja que la lignina és un compost molt recalcitrant i de difícil accés per als microorganismes associats a les fulles (equivalent a dir la disponibilitat de C). Per tant, a major proporció d'aquesta substància, menor serà la disponibilitat de fonts de C de fàcil accés i també serà menor la taxa de descomposició (Mora-Gómez et al., 2016).

La **disponibilitat d'aigua** (humitat) és molt important ja que quan major sigui, més elevades seran les pèrdues de biomassa. Als ecosistemes mediterranis on la disponibilitat hídrica és força irregular a causa de l'elevada estacionalitat, la disponibilitat d'aigua afecta tant al metabolisme bacterià com al fúngic (Artigas et al., 2009; Mora-Gómez et al., 2016). En el cas dels ecosistemes aquàtics continentals aquest no sol ser un problema.

També cal destacar el paper de la **temperatura**, ja que en multitud d'estudis destaquen la seva importància sobre les taxes de descomposició a les zones temperades (correlaciona de forma positiva perfectament amb la degradació) (Suberkropp i Chauvet, 1995; Astudillo et al., 2014).

Un altre paràmetre molt important és el **pH** de l'aigua, que en valors baixos redueix de forma severa el funcionament de les estructures tròfiques (Cornut et al., 2012). Concretament, la velocitat de degradació de la fullaraca es redueix en condicions àcides perquè es donen canvis en la microbiota, les comunitats detritívores, i es redueix la diversitat de fongs aquàtics (Chamier, 1987; Clivot et al., 2013).

Finalment, l'**elevada concentració d'alguns metalls** també juga un paper rellevant. S'ha de dir que molts són necessaris pel desenvolupament normal dels detritívors, com és el cas dels fongs (Sridhar i Bärlocher, 2011). Però una concentració excessiva de metalls com Fe, Mn, Cu, o Cd pot provocar un efecte tòxic (Gadd, 1993; Sridhar i Bärlocher, 2011) que acabarà reduint la taxa de la descomposició (Sridhar & Bärlocher, 2011), ja sigui perquè bloquegen els grups funcionals de biomolècules essencials en el seu metabolisme, desplacen o substitueixen ions metàl·lics essencials, canvien la conformació de les biomolècules, desnaturalitzen o inactiven enzims, o corrompen la integritat de la membrana cel·lular i/o dels orgànuls (Gadd, 1993). La toxicitat de metalls sobre l'activitat microbiana també s'ha vist que acaba afectant a la descomposició (Medeiros et al., 2008). Aquest factor podria ser clau en aquest estudi, ja que l'aigua de la Font de Ferro té una elevada concentració de metalls (Menció et al., 2016).

La motivació principal per fer aquest estudi és saber si les elevades concentracions de metalls (i en especial el ferro) afecten de forma negativa o positiva a la taxa de descomposició de la fullaraca. Per això és necessària la descripció del gradient fisicoquímic de la font que ajudarà a contextualitzar la descomposició en un ambient força extrem.

OBJECTIVES

The main objective of this study is to determine the effect of the high concentration of metals on litter decomposition mostly from the surrounding oaks. In other words, I want to check if metals inhibit fungal and bacterial metabolism and consequently the degradation of organic matter in aquatic ecosystems. To reach this general objective, the following specific objectives were defined:

- ♣ To describe the physicochemical gradient.
- ♣ To determine the rate of decomposition and fungal biomass along the physicochemical gradient. The physicochemical gradient of the source would be expected to reduce fungal activity.
- ♣ To identify the causes of variation of decomposition. High concentration of iron is expected to be the most important factor.
- ♣ Contribute to the understanding of the ecological functioning of the Font de Ferro stream considering all measured parameters.

METODOLOGIA

ZONA D'ESTUDI

El paratge de la Font de Ferro està situat prop del Veïnat de l'Església, al terme municipal de Sant Gregori a la província de Girona (Figura 1).

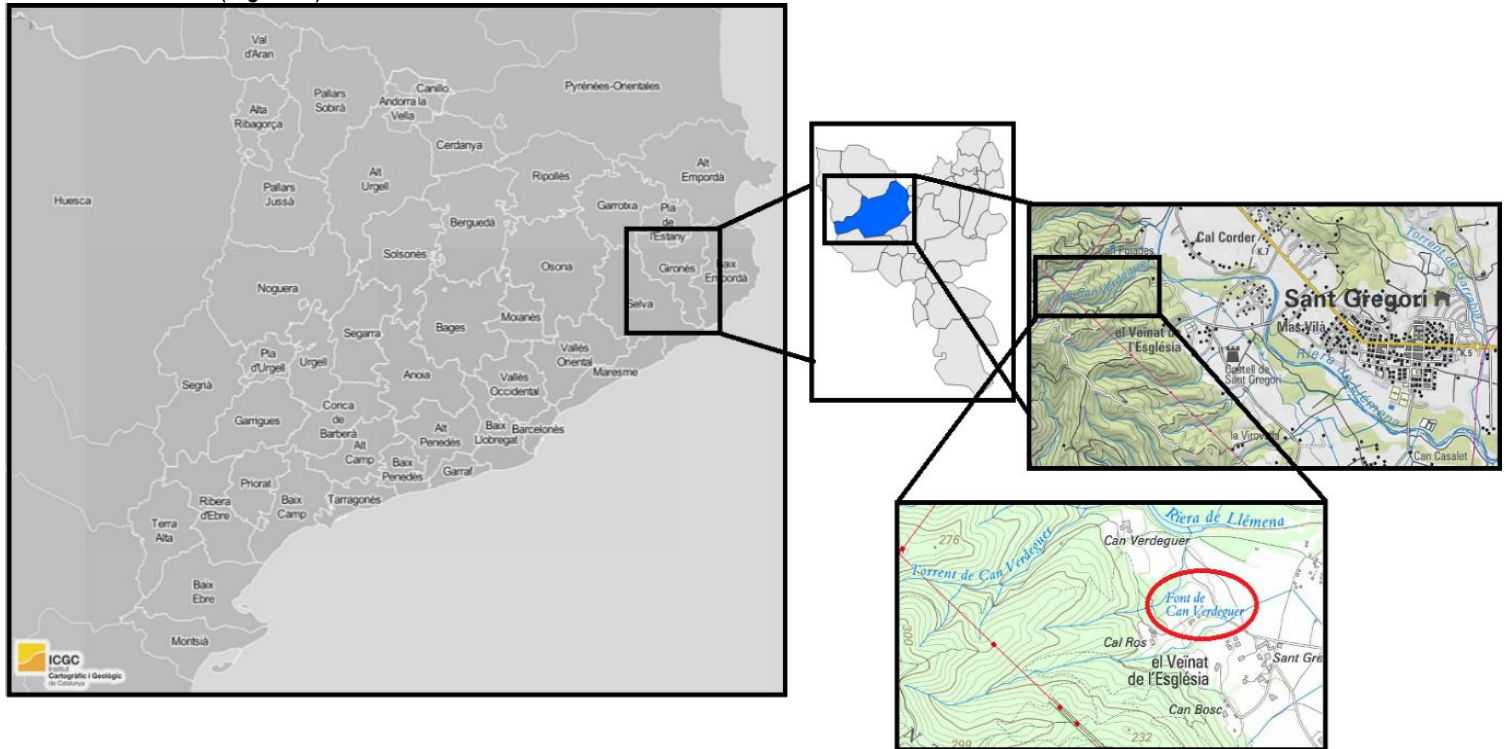


Figura 1. Mapa de la localització de l'àrea d'estudi que en aquest cas és la Font de Ferro de Can Verdguer. Font: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya i https://ca.wikipedia.org/wiki/Sant_Gregori#/media/File:Localitzaci%C3%B3_de_Sant_Gregori_respecte_del_Giron%C3%A8s.svg.

La vegetació de la zona d'estudi és la pròpia d'un bosc esclarissat de *Quercus pubescens* (majoritàriament) amb algun *Populus nigra* que ha pogut créixer per les condicions d'elevada disponibilitat hídrica de l'indret.

L'aigua d'aquesta font ha estat consumida popularment pels habitants de la zona de forma ocasional pel seu gust especial (Canelles-Garcia, 2015). I aquest és un dels motius pels quals ja s'han fet estudis anteriorment en aquest mateix lloc (Folch et al., 2011; Canelles-Garcia, 2015; Menció et al., 2016). La hidrogeologia d'aquesta font ve determinada bàsicament per la seva situació en el context de la Conca de la Selva que ja ha sigut estudiada en el treball de Menció et al. (2016). L'estudi s'ha realitzat al llarg del canal que drena l'aigua de la font: l'aigua que surt del raig de la font té una gran quantitat de CO_2 dissolt, que es perd ràpidament just quan surt pel canal de la font (on es troben els punts de mostreig 1 i 2, Figura 2), i s'oxigena progressivament (Menció et al., 2016). Aquesta secció es caracteritza per presentar una elevada precipitació de Fe. Això, conjuntament amb la precipitació d'altres metalls, incrementa el pH proporcionant un gradient ambiental que és més favorable per l'establiment i l'activitat dels descomponedors fúngics i bacterians sobre la matèria orgànica que aporten les fulles que cauen de la vegetació de l'entorn (Chamier, 1987).

Aigües avall (entre els punts de mostreig 3 i 4) hi ha una destacable precipitació de CaCO_3 en forma de tufa. La tufa és un dipòsit carbonatat que es genera en aigües dolces, concretament en corrents, rius i llacs càrstics gràcies principalment als cianobacteris filamentosos que acumulen capes anuals (Shiraishi et al., 2010). Aquests cianobacteris tenen processos metabòlics que afavoreixen l'acumulació de carbonat càlcic, però és indispensable que es donin les condicions ambientals adequades perquè es dugui a terme la seva activitat metabòlica (Merz-Preiß i Riding, 1999). L'últim punt de mostreig es

troba a la bassa del final del reg de la font (punt 5, Figura 2), l'aigua que arriba fins aquí passa per sota dels sediments que s'han anat acumulant progressivament fins el tram final.

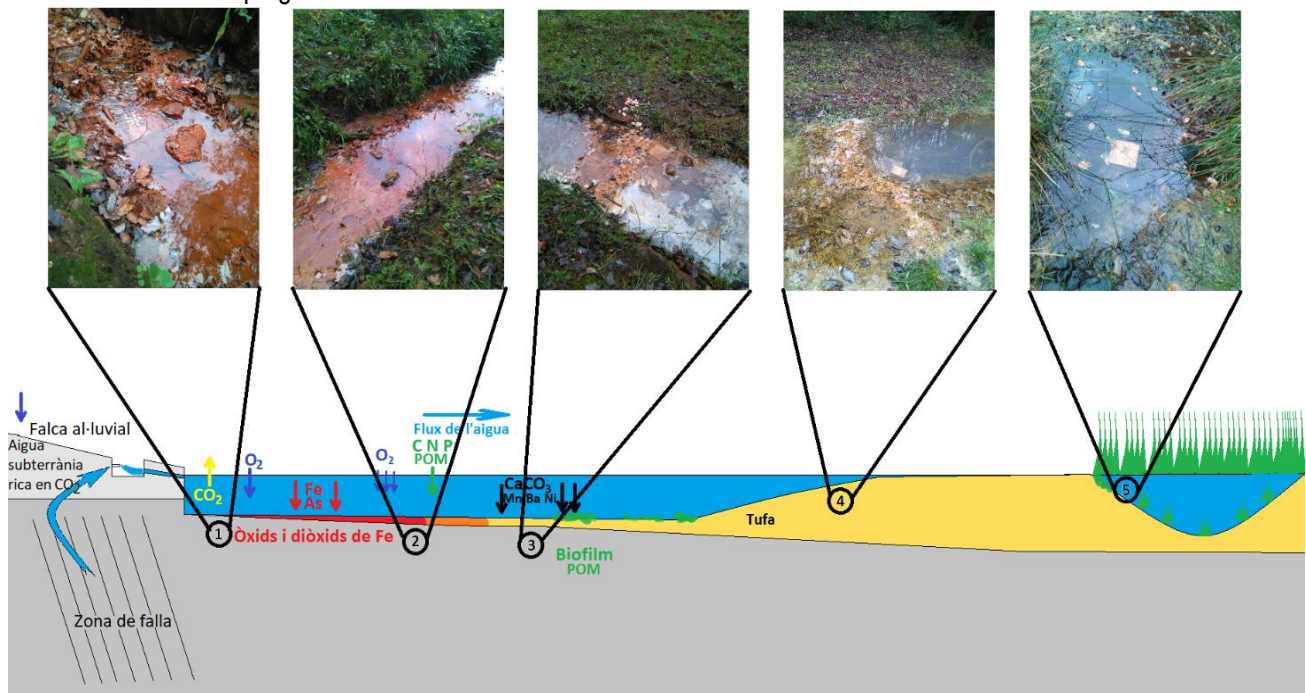


Figura 2. Resum de la dinàmica fisicoquímica de la Font de Ferro de Can Vedaguer basada en Menció et al. (2016), els números representen els punts de mostreig d'aquest treball. Font: modificat de Menció et al. (2016).

DISSENY DELS MOSTREJOS

Es van realitzar 6 sortides de camp durant la tarda (a partir de les 13h) dels dies 7, 15, 21 i 28 de desembre del 2016 i el 9 i 19 de gener del 2017. A la primera sortida es van situar 5 punts de mostreig en els ambients diferents que es troben al llarg del reg de la font i a una distància del raig de la font de 14.9, 28.1, 45.6, 56.6 i 78.4 m, respectivament. El primer dia es van posar les bosses de descomposició amb les fulles de roure martinenc. Es van dipositar 5 d'aquestes bosses sobre la llera de cada punt de mostreig. Prèviament es van confeccionar les 25 bosses amb malla de plàstic (1 cm de pas de llum) amb 3 g de fulles de roure martinenc cadascuna que es van deixar assecat 1 setmana.

Durant els mostrejos es van mesurar en cada punt dades per descriure la fisicoquímica de la font com són pH, conductivitat, temperatura, oxigen dissolt, llum, velocitat de l'aigua i cabal de la font. Paral·lelament es van recollir també mostres d'aigua filtrada a 0,2 µm per analitzar el seu contingut de nutrients (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{2-} i P total), d'aigua filtrada a 0,2 µm per l'anàlisi dels metalls que posteriorment s'ha d'acidificar amb HCl 0.1N, d'aigua filtrada a 0,2 µm i conservada en pots mufats 4h a 450°C per l'anàlisi de la qualitat del DOC, i d'aigua sense filtrar (50 mL) per l'anàlisi de l'alcalinitat. Les mostres per nutrients es conserven al congelador fins la seva anàlisi, i la resta a la nevera a 4°C.

Les bosses de fulles recollides cada dia es netegen amb aigua miliQ i es deixen assecat a l'estufa a 70° durant una setmana com a mínim. L'últim dia de mostreig es va recollir una mostra d'escuma de descomposició de matèria orgànica per poder fer posteriorment l'observació de les espores de fongs. Amb les mostres de fulles recollides els dies 21 de desembre del 2016 i 19 de gener del 2017 es van recol·lectar 10 redones (2 cm de diàmetre) de les fulles de cada punt just després de rentar-les i es van emmagatzemar al congelador per la posterior anàlisi de la biomassa de fongs.

ANÀLISIS QUÍMIQUES

ALCALINITAT

L'alcalinitat es defineix com una mesura de la capacitat de tampó de l'aigua per neutralitzar els àcids. Per determinar-la, es va seguir un mètode basat en Snoeyink i Jenkins (1980) i American Public Health Association (2005). Aquest consisteix en preparar un àcid d'una normalitat aproximada coneguda (en aquest cas H_2SO_4 0,02N), a partir d'una dilució prèvia de la solució mare (H_2SO_4 96%) 0,1N. A continuació, es prepara una solució indicadora mixta de 0,02 g de vermell metil i 0,1 g de verd de bromocresol en 100 ml etanol de 96° perquè una vegada mesurats els diferents pH de les mostres, es va observar que tenien un pH inferior a 8,3. Seguidament, es vol conèixer exactament quina és la normalitat de la solució preparada. Per això, es procedeix a fer la valoració de la dilució d'àcid 0,02N preparada anteriorment. Es preparen 3 dissolucions de 100 mL amb una alcalinitat coneguda de 0,1N (en aquest cas ve donada per Na_2CO_3) i es valora l'àcid amb 5mL de cadascuna de les solucions i 8 gotes d'indicador. Una vegada es tenen els volums d'àcid necessaris per fer virar

les solucions de Na_2CO_3 de color blau a color groc, es fa la mitjana d'aquests volums i es calcula mitjançant la Fórmula 1 el factor de correcció de la normalitat que ens permetrà saber quina té exactament.

$$\text{Fórmula 1: } f = \frac{V_{\text{base utilitzada}}(\text{mL}) \cdot N_{\text{base utilitzada}} \left(\frac{\text{equivalents}}{\text{L}} \right)}{V_{\text{àcid que es vol valorar}}(\text{mL}) \cdot N_{\text{teòrica de l'àcid que es vol valorar}} \left(\frac{\text{equivalents}}{\text{L}} \right)} = \frac{5 \text{ mL} \cdot 0,1 \frac{\text{equivalents}}{\text{L}}}{x \text{ mL} \cdot 0,02 \frac{\text{equivalents}}{\text{L}}}$$

Una vegada ja se sap la normalitat exacta de la solució de H_2SO_4 que s'utilitzarà, es procedeix a la valoració de les mostres. Es posen en un Erlenmeyer 10 mL de la mostra i se li va afegint àcid fins que canviï de color, i així amb tota la resta. Al final s'aplica la Fórmula 2 per calcular l'alcalinitat en miliequivalents per L.

$$\text{Fórmula 2: Alcalinitat} \left(\frac{\text{mequivalents}}{\text{L}} \right) = \frac{V_{\text{àcid}}(\text{mL}) \cdot [N_{\text{teòrica}} \left(\frac{\text{equivalents}}{\text{L}} \right) \cdot f] \cdot 1000 \frac{\text{miliequivalents}}{1 \text{ equivalent}}}{V_{\text{mostra}}(\text{mL})}$$

METALLS DISSOLTS

L'anàlisi dels metalls amb menor concentració (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Sb, Sn i Zn) es va dur a terme mitjançant el mètode de l'espectrometria de masses amb plasma acoblat inductivament (ICP-MS). Aquesta tècnica és capaç de determinar quantitativament quasi tots els elements presents en la taula periòdica que tinguin un potencial de ionització de l'argó a nivells de traça (Serveis Tècnics de Recerca de la UdG, 2003). L'element que aporta l'energia necessària per estimular i transformar en aerosol la mostra és el plasma (argó a 8000K) (Serveis Tècnics de Recerca de la UdG, 2003). Aquest permet la ionització de les mostres que, després de passar per una sèrie de filtres, separa els cations en funció de la seva massa i càrrega. Finalment arriba la mostra a un detector on s'avalua la seva abundància, tornant així la mostra al seu estat fonamental d'energia (Serveis Tècnics de Recerca de la UdG, 2003).

Per analitzar els metalls de major concentració (B, Fe, Mn, Rb, Sr) es va utilitzar el mètode de l'espectrofotometria d'emissió òptica amb plasma d'acoblament inductiu (ICP-OES). Aquest té els mateixos fonaments que el ICP-MS, però la font d'energia no és tan potent (argó a 7000K). D'aquesta forma, s'excita la mostra fins que emet una certa longitud d'ona (llum), que serà el que es mesurarà, amb un límit de detecció més alt que en el ICP-MS.

NUTRIENTS DISSOLTS

Per poder caracteritzar la variació en la concentració de nutrients al llarg del gradient ambiental, es van analitzar les concentracions d'amoni, nitrit, nitrat, clorur, sulfat, fosfat i fòsfor total.

AMONI (NH_4^+)

L'anàlisi d'aquest nutrient consisteix en una tècnica colorimètrica la qual necessita de la preparació de les següents solucions:

- ♣ **Solució Mare de clorur d'amoni** (NH_4Cl), es pesen aproximadament 4 g d'aquest solut i es deixen 24 hores a l'estufa. A continuació, es mesuren 3,821 g d'aquesta sal i es dissolen en 1000 mL d'aigua miliQ. A partir d'aquesta, es preparen dues dilucions: (1) una amb una concentració **10 mg/L** dissolen 1 mL de la solució mare en 99 mL d'aigua miliQ; i altra (2) amb una concentració d'**1 mg/L** a partir d'1 mL de la dilució 1 i 9 mL d'aigua miliQ.
- ♣ Per al **Reactiu 1**, es mesuren 8,5 g de silicat de sodi (Na_2SiO_3) i 10 g de citrat sòdic ($\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7$) que es dissoldran en 200 mL d'aigua miliQ. A continuació s'afegeixen 0,1 g de nitroprussiat de sodi ($\text{Na}_2[\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}]$) i s'enrasa a 250 mL amb aigua miliQ.
- ♣ Per al **Reactiu 2**, es dissolen 5 g d'hidroxid sòdic (NaOH) en 250 mL d'aigua miliQ i, a continuació, s'afegeixen 0,4 g de dicloroisocianurat sòdic ($\text{C}_3\text{Cl}_2\text{N}_3\text{NaO}_3$) i s'enrasa a 500 mL d'aigua miliQ.

Per tal de determinar la concentració d'aquest nutrient a les mostres d'aigua, és necessari preparar prèviament una recta patró amb 12 dilucions que van 0,01 mg/L fins a 5 mg/L. Una vegada es tenen preparades les dilucions de la recta patró s'afegeix 1 mL del Reactiu 1 a totes les mostres i a les solucions de la recta patró i, a continuació, també 1 mL del Reactiu 2 a cadascuna. Es barregen fent un pic de Vòrtex. Seguidament, es cobreixen amb paper d'alumini i es deixen totes les mostres en obscuritat durant 5 hores i mitja perquè actuïn els reactius.

Una vegada ha passat el temps indicat, es mesura la seva absorbància a de 690 nm en un espectrofotòmetre (Model UV-1800, Marca Shimadzu).

FOSFAT (PO_4^{3-})

L'anàlisi d'aquest nutrient es basa en el mètode del molibdat de Murphy i Riley (1962), que és una tècnica colorimètrica en la qual es necessita la preparació dels següents reactius:

- ♣ **Solució de molibdat d'amoni** amb 11,2 g de molibdat d'amoni tetrahidratat ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) per cada 500 mL d'aigua miliQ.
- ♣ **Dilució d'àcid sulfúric** amb 140 mL d'àcid sulfúric (H_2SO_4) al 96% per cada 900 mL d'aigua miliQ.

- ♣ **Solució d'àcid ascòrbic:** amb 27 g d'àcid ascòrbic ($C_6H_8O_6$) per cada 500 mL d'aigua miliQ.
- ♣ **Solució de tartrat de potassi-amoni** ($K_2Sb_2(C_4H_2O_6)_2 \cdot 3H_2O$): amb 0,34 g d'aquest compost per cada 250 mL d'aigua miliQ.
- ♣ **Solució mare de fosfat** a una concentració de 10000 μM . A partir d'aquesta, es preparen dues dilucions: (1) la primera de concentració **100 μM** i la segona (2) de concentració **10 μM** .

Una vegada ja es tenen preparades les solucions per la recta patró, es prepara el reactiu mixt el qual portarà de manera successiva, per cada 100 mL, 20 mL de molibdat d'amoni, 50 mL d'àcid sulfúric, 20 mL d'àcid ascòrbic i 10 mL de tartrat de potassi-amoni (s'ha de preparar cada vegada que es fa aquesta anàlisi). Finalment, s'afegeix 1 mL del reactiu mixt a cada mostra i a les dilucions de la recta patró i es deixen reposar en obscuritat durant 5:30h.

Quan ha passat aquest temps, es mesura la seva absorbància a 890 nm en l'espectrofotòmetre (Model UV-1800, Marca Shimadzu).

NITRAT (NO_3^-), NITRIT (NO_2^-), CLORUR (Cl^-) I SULFAT (SO_4^{2-})

Per l'anàlisi de tots aquests nutrients es va utilitzar un mètode basat en el manual del cromatògraf iònic (Model 761 Compact IC, Marca Metrohm). Aquest aparell té com a eluent bàsic una solució de $NaHCO_3$ 1 mM i de Na_2CO_3 3,2 mM; i com a supressors aigua miliQ i una solució de H_2SO_4 . Per això serà necessària una solució mare a una concentració de 100ppm dels ions PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- i Cl^- . A continuació es farà un banc de 6 dilucions que aniran de 0 fins a 10 ppm. Per fer l'anàlisi es calibrarà l'aparell a un flux de 0,7 ml/min i una pressió mínima de 0,2 MPa, i s'esperaran uns pics aproximats de clorur als 5,4 min, de nitrit als 6,6 min, de nitrat als 9,9 min, de fosfat als 12,5 min i de sulfat als 14,7.

FÒSFOR TOTAL

A partir de la mostra filtrada es procedeix a la seva digestió per tal d'analitzar el P total. El protocol és basa en una adaptació de Koroleff (1983) i en el mètode del molibdat de Murphy i Riley (1962) i necessitarà de la preparació del reactiu d'oxidació resultat de la barreja de 100 mL d'una solució de $NaOH$ 0,375 M amb 5 g de $K_2S_2O_8$ i 3 g de H_3BO_3 . D'aquest s'afegirà 1 mL a cadascuna de les mostres i es posaran a l'autoclau 90 min a 110°C. Finalment es mesurarà el P total seguint la mateixa tècnica que per al fosfat.

Amb les dades recollides aquí i durant l'anàlisi de la concentració de fosfats es calcularà el P orgànic.

MESURES DE LA QUALITAT DE LA MATÈRIA ORGÀNICA DISSOLTA (DOM)

Per tal de poder descriure de manera indirecta aquest paràmetre s'han utilitzat dues tècniques complementàries:

- ♣ **Mesures d'absorbància:** permet fer una mesura quantitativa i qualitativa dels compostos húmics, és a dir, et dóna una idea de la quantitat de C present en l'aigua en aquest estat i també del seu estat. El procediment es basa en la tècnica desenvolupada per Weishaar et al. (2003) i consisteix bàsicament en la mesura de l'absorbància (Model UV-2401PC, Marca Shimadzu) a 254 nm de les mostres d'aigua.
- ♣ **Índex de fluorescència (FI):** el fonament de la tècnica són les característiques fluorescentes que tenen els materials húmics que permeten identificar l'origen del C que tenen les aigües dolces continentals. El procediment d'anàlisi utilitzat es va basar en el desenvolupat per McKnight et al. (2001) i que consta en la mesura de la fluorescència de la matèria orgànica que contenen les mostres d'aigua, prèviament acidificades amb 100 μL d' HCl 2N. Es fan les mesures a una emissió de 450 i 500 nm i un voltatge (sensibilitat) de 600 mV.

ANÀLISIS DE LA DESCOMPOSICIÓ DE LA FULLARACA

OBSERVACIÓ DE LA DIVERSITAT DE FONGS

Es va fer una avaluació qualitativa de la diversitat dels fongs aquàtics (hidromicets) presents en les escumes producte de la descomposició seguint un mètode descrit a Romaní et al. (2009), ja que les escumes funcionen com una trampa per les espores fúngiques. Les escumes es troben sobre la superfície de l'aigua del reg de la font. Per dur a terme la visualització s'extreuen porcions petites d'escuma sobre portaobjectes, es deixen assecar, es tenyeixen amb dues gotes de colorant blau de triptòfan en lactofenol al 60% (10 mL de fenol + 10 mL d'àcid làctic + 10mL d'aigua desionitzada), i es tapa amb un cobreobjectes. Finalment es procedeix a l'observació al microscopi òptic entre 100 i 400 augments.

CÀLCUL DE LA BIOMASSA FÚNGICA

La biomassa de fongs que han colonitzat la matèria vegetal per descompondre-la es pot determinar a partir de l'anàlisi del contingut en ergosterol, una molècula específica per ells que es troba a la seva membrana cel·lular (Gessner i Schmitt, 1996). Es van realitzar 2 mesures, una als primers dies d'experiment i l'altra a l'últim. El protocol d'extracció de l'ergosterol es basa en el descrit per Gessner i Schmitt (1996) i que consisteix en una extracció en fase sòlida que necessita dels següents reactius: (1) KOH 0,14 M en metanol; (2) Metanol para HPLC; (3) HCl 0,75M; (4) KOH 0,4M en metanol; (5)

Isopropanol para HLC; (6) Solució estàndard d'ergosterol en isopropanol de 0,2 mg/mL; (7) Solució estàndard d'ergosterol en KOH 0,14M (0,2 mg/mL).

Primer es prepara la recta patró d'ergosterol que consistirà en 9 dilucions que van de 0 fins a 200 mg/mL a partir de la Solució 7. A continuació es realitza l'extracció en sí mateix, les mostres es liofilitzen 24 h, es pesen i se'ls hi afegeix 10 mL de Solució 1 (a més d'una mostra complementària de concentració coneguda (Solució 6) d'ergosterol per determinar l'ergosterol retingut al sistema), es posen a un bany a 80°C 30 min i es refreden, es condicionen els cartutxos segons es descriu a Gessner i Schmitt (1996) utilitzant la Solució 2, es passen les mostres (que han d'arribar a 20 mL afegint metanol i, a més 5 mL de Solució 3) pel muntatge (Figura 3), es netegen els embuts amb 2,5 mL de Solució 4 i s'assequen els cartutxos 60 min. Seguidament, es passen 1,6 mL de Solució 5 que ha quedat retingut al muntatge per recollir en vials de vidre l'ergosterol i es pesen les mostres. Finalment s'analitzen les mostres amb l'HPLC, tenint cura de que la pressió estigui per sota de 2700 psi (lliures per polzada al quadrat), utilitzant com a fase mòbil la Solució 2, un flux de 1,4 mL/min, una temperatura de la columna de 33°C, una longitud d'ona de 282 nm i un volum d'injecció de 10 µL.



Figura 3. Muntatge necessari per l'extracció de l'ergosterol. Font: elaboració pròpia.

CÀLCUL DE LES TAXES DE DESCOMPOSICIÓ DE LA FULLARACA

Primer de tot es preparen 3 safates amb 3 g de fulles cadascuna i es posen a l'estufa durant unes 48 h a 70°C. Amb el pes d'abans i de després de treure-les de l'estufa es calcula la ràtio pes sec estufa/pes inicial (PE/PI). Aquestes fulles seques es muflen dues vegades la primera 5 hores a 450°C i la segona 5 a 500°C, es calcula la matèria orgànica fent la diferència entre les cendres i el pes sec, i finalment es calcula la ràtio matèria orgànica/pes inicial (MO/PI). Amb aquestes relacions es corregeix el pes inicial de les fulles i es calcula la matèria orgànica inicial.

Amb el PE/PI es corregeix el pes sec inicial. A continuació, es renten les fulles que es recullen cada dia amb aigua miliQ per treure tot el sediment que pugui haver quedat adherit i es posen a assecar a l'estufa a 70°C unes 48 hores. Seguidament es pesen i es tapen els recipients amb paper d'alumini foradat i es muflen dues vegades també per tal d'eliminar la matèria orgànica completament. Després es pesen les cendres i es calcula la seva diferència amb el pes sec de l'estufa per aconseguir matèria orgànica. Aquest valor es corregeix amb el MO/PI. Cada dia de mostreig es va fent el mateix procés i es van calculant els percentatges de matèria orgànica romanent per cada dia i cada punt.

També s'ha calculat la ràtio matèria orgànica/pes sec de l'estufa (MO/PSE) per poder saber la proporció del pes que correspon a les fulles i la que correspon al precipitat de CaCO_3 i Fe^{2+} i Fe^{3+} .

Amb la matèria orgànica romanent de cada punt de mostreig es calcularan les diferents taxes de pèrdua de pes d'acord amb el model exponencial clàssic $\text{MO}_t = \text{MO}_0 \cdot e^{-kt}$ (amb el seu corresponent error estàndard i el p-valor) descrit ja per Petersen i Cummins (1974).

ANÀLISI DE LES DADES

S'han estudiat les dades de descomposició de la fullaraca mitjançant una ANàlisi de la COVariance (ANCOVA) per observar si l'evolució del percentatge de matèria orgànica romanent varia significativament en funció de la covariable (dies que han passat les bosses submergides en l'aigua) i del factor (distància del punt de mostreig respecte del raig de la font en metres). Per linealitzar les dades, aquestes s'han transformat aplicant-hi logaritmes. També es va aplicar el test de Tukey per poder determinar si hi havia diferències significatives entre els diferents punts de mostreig respecte a les constants de descomposició (k (dies^{-1})).

Seguidament es van fer anàlisis de correlació entre totes les variables analitzades i es va calcular el coeficient de Pearson per poder determinar si existien relacions significatives (positives o negatives) entre elles.

Finalment, per poder contextualitzar en l'ambient de la font tant les variables fisicoquímiques de l'aigua com les biològiques, s'han realitzat Anàlisis de Components Principals (PCA). Aquest permet analitzar la seva variabilitat en funció d'unes noves variables (Components Principals, PC) que són el resultat de la combinació lineal dels paràmetres anteriorment citats. En el cas d'aquest estudi, també s'han linealitzat les dades aplicant logaritmes, i només s'han utilitzat els components principals 1 i 2.

Totes les anàlisis estadístiques van ser realitzades amb el programari R i l'extensió Rcmdr versió 2.3-0.

ÈTICA I SOSTENIBILITAT

Durant les sortides de camp per la recollida de mostres i dades sempre es va tenir en compte fer el menor impacte possible a l'entorn de la Font de Ferro, així es procurava manipular el menys possible el reg de la font per evitar les possibles pertorbacions. A més, sempre es procurava de recollir tots els possibles residus que es podien generar (envasos dels instruments, caixes buides, etc.)

Durant el treball de laboratori, s'ha de dir que la major part dels protocols de laboratori utilitzats durant aquest estudi han generat alguna mena de residu, ja siguin àcids, bases o metalls pesants, però en tot moment s'ha tingut en compte això i s'han llançat als contenidors corresponents del laboratori correctament etiquetats. Per altra banda, els protocols realitzats fora de les instal·lacions del Departament d'Ecologia, és a dir, en els Serveis Tècnics de Recerca, també van generar residus, però del seu reciclatge ja s'encarregaven els tècnics de laboratori responsables dels aparells.

RESULTATS

FÍSICOQUÍMICA DE L'AIGUA

Les característiques fisicoquímiques de l'aigua que es van estudiar van ser la conductivitat, temperatura, oxigen dissolt, pH, alcalinitat, velocitat de l'aigua, cabal i llum.

En general, els resultats obtinguts a la zona d'estudi es caracteritzen per la gran dispersió de les dades causada principalment per la variabilitat temporal. Respecte a la conductivitat (Figura 4a), es pot observar com aquesta evoluciona de manera similar a la temperatura (Figura 4b), és a dir, disminueixen progressivament en els 4 primers punts i en el 5è ho fa de manera més pronunciada. Respecte de l'oxigen dissolt (Figura 4c) i el pH (Figura 4d), també tenen un comportament semblant en el qual augmenten progressivament als 4 primers punts i al 5è disminueixen de forma sobtada. Finalment, es pot observar com la velocitat de l'aigua (Figura 4e) i l'alcalinitat (Figura 4d) tenen una evolució pareguda en la qual disminueixen progressivament però en aquests casos ho fan també al 5è punt. En el cas de la variància de les dades, aquesta va augmentant tal i com et vas apropant als últims punts en tots els paràmetres, excepte en l'alcalinitat on la major dispersió de les dades es troba als punts centrals i al punt 5 és molt petita.

La variable llum (no representada gràficament) no es va mesurar tots els dies ja que només era per tenir una idea de la llum incident sobre el reg de la font. Aquesta anava augmentant arribant al seu punt màxim al 5è punt de mostreig però amb uns valors mitjans relativament baixos que varien entre 20,06 i 51,20 $\mu\text{E}/\text{m}^2$. Mentre que si es parla del cabal (no representat gràficament), aquest es va mantenir força constant tots els dies que es va mesurar amb un valor mitjà de 0,41 L/s.

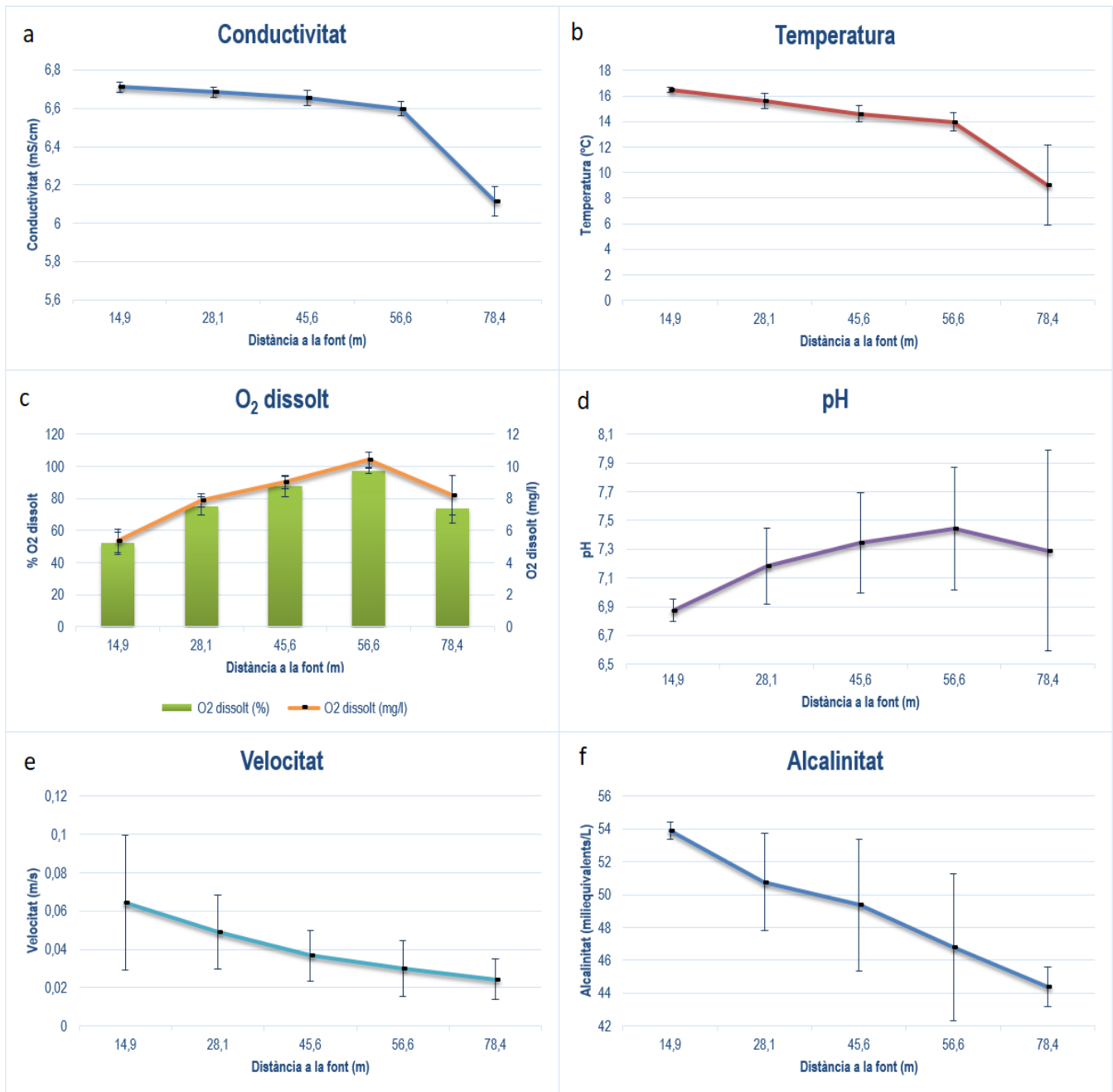


Figura 4. Representació gràfica de l'evolució dels paràmetres fisicoquímics de l'aigua de la Font de Ferro de Can Verdaguer al llarg de tots els dies de mostreig. Font: elaboració pròpia.

MATÈRIA ORGÀNICA DISSOLTA (DOM)

Respecte a aquest paràmetre, es va aproximar amb dues mesures. La primera, que és l'absorbància, dóna una idea de la quantitat de C present a l'aigua i el seu estat. Els resultats obtinguts en aquest paràmetre estan representats a la Figura 5a, es pot observar com els valors mitjans oscil·len entre 0,08 al primer punt i 0,01 a l'últim punt, es veu com disminueixen amb una tendència exponencial negativa ($r^2=0,7904$), i la dispersió de les dades funciona de la mateixa manera.

La segona mesura és l'índex de fluorescència (FI), que proporciona informació sobre l'origen del C (valors menors a 1,7 indicarien origen terrestre, i majors respecte aquest valor indicarien origen microbiològic), i com es pot observar a la Figura 5b, no s'observen diferències entre els punts. L'única cosa que es pot dir és que el C és d'origen majoritàriament microbiològic.

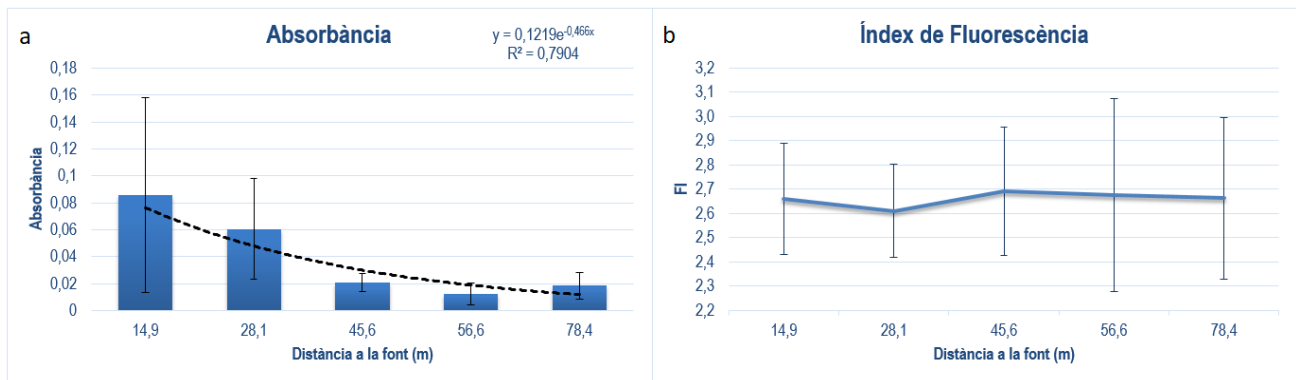


Figura 5. Representació gràfica de l'evolució dels paràmetres absorbància i índex de fluorescència. Font: elaboració pròpia

ANIONS

La composició general d'anions de l'aigua de la font de Can Verdaguer es pot observar a la Figura 6. A la Figura 6a es pot observar l'evolució del clorur, aquest element no l'utilitza cap ésser viu, pel que donarà una idea de l'evaporació de l'aigua, que es farà més intensa tal i com et vas apropant al punt 5. Pel que fa als nutrients, en el cas del fòsfor (Figura 6b), es pot observar com tant l'orgànic com l'inorgànic es troben poc concentrats, però que se solapen perfectament, ja que quan un augmenta l'altre disminueix (i a la inversa) quedant al final més fòsfor orgànic que inorgànic. Finalment, quant a les formes de nitrogen (l'amoni, el nitrit i el nitrat, Figura 6c) es pot observar una petita disminució progressiva del nitrit i un augment del nitrat progressiu fins al 5è punt on augmenta de forma sobtada, però l'amoni és pràcticament inexistent. El sulfat (Figura 6d), es manté gairebé constant als punts 1 i 2, i al punt 3 hi ha una gran disminució que es va suavitzant als punts 4 i 5.

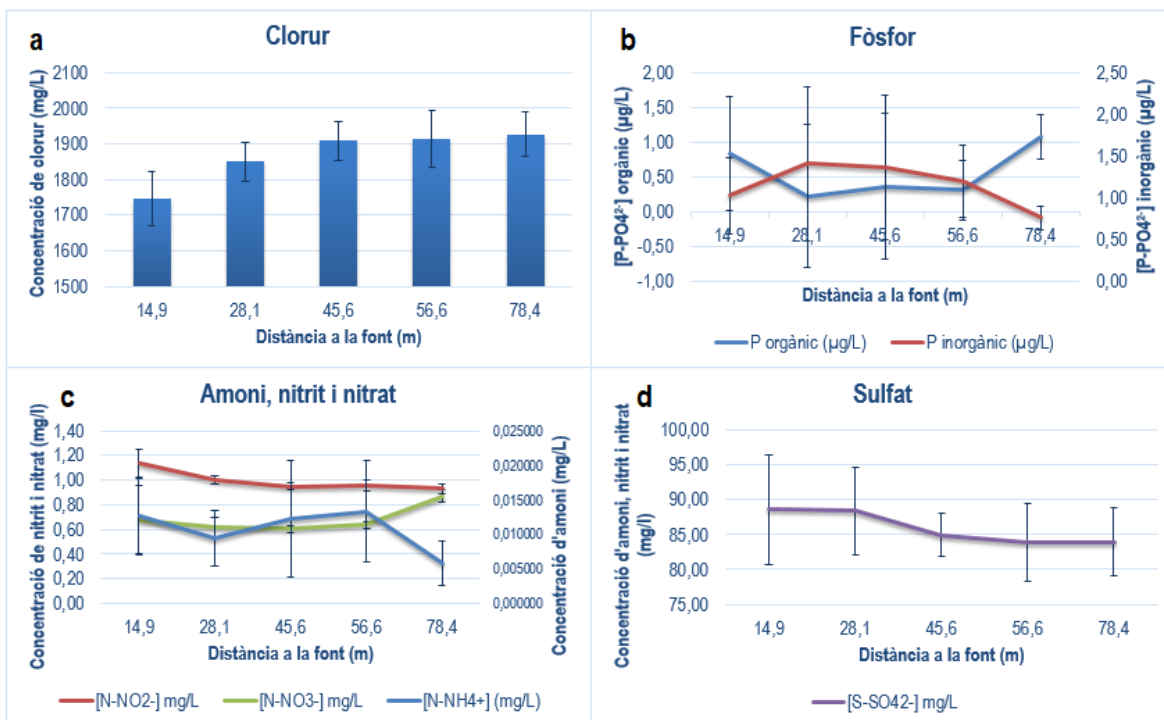


Figura 6. Representació gràfica de l'evolució de les concentracions dels diferents nutrients analitzats durant tot aquest estudi. Font: elaboració pròpia.

METALLS

S'ha pogut observar com cada metall (o grup de metalls) segueix una tendència diferent (Taula 6 de l'Apèndix). Es pot destacar que els metalls Al, B, Mn, Rb, Ba, Co, Zn i Ni segueixen una tendència en la que es va reduint progressivament la seva concentració aigües avall. Per altra banda, el Fe i l'As disminueixen de manera exponencial, és a dir disminueixen molt ràpid als primers punts. Altres metalls com l'Sr, el Sn i el Cr, augmenten la seva concentració progressivament cap als punts centrals i tornen a disminuir al final. Finalment, el Cd, Cu i Sb no segueixen cap tendència clara. Cal destacar les elevades concentracions de B i Sr durant tot el tram de la font.

Per explicar les tendències dels metalls en general, s'ha realitzat un PCA afegint-hi les variables pH i oxigen dissolt per poder contextualitzar amb l'ambient fisicoquímic de la font (Figura 7). Els 2 primers components expliquen al voltant del 60% de la variabilitat. El component 1 s'explica bàsicament pel Fe, l'As, el Co i l'Sr (amb tendència negativa); i per l'oxigen dissolt i el pH (amb tendència positiva). El component 2 s'explica bàsicament per l'oxigen dissolt, el Co i l'Sr (amb tendència negativa); i pel Cd i l'Al (amb tendència positiva). Cal destacar com el Cd segueix una evolució completament diferent a la resta de metalls i que la variabilitat temporal és força elevada.

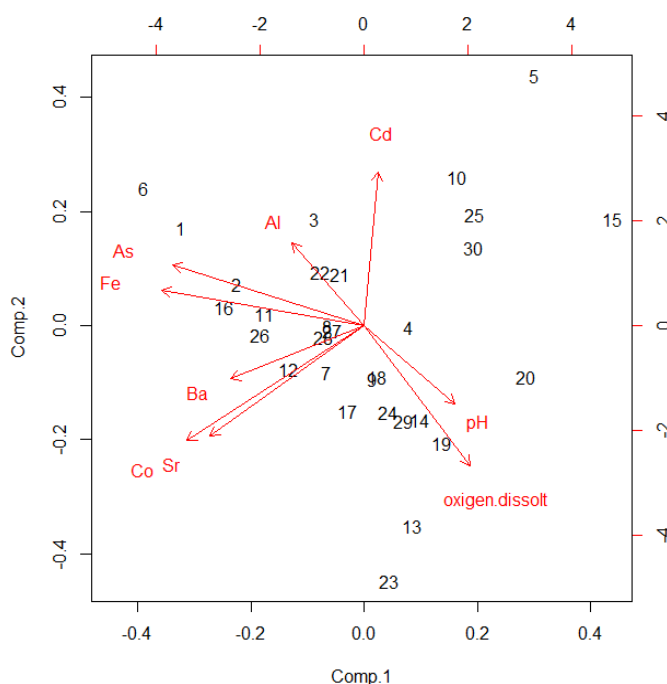


Figura 7. Anàlisi de components principals amb alguns dels metalls analitzats en l'aigua. Els números representen els diferents mostres realitzats en cadascun dels punts seleccionats per a l'experiment (ordenats cronològicament): de l'1 al 6 representa els mostres al punt 1, del 7 al 12 els del punt 2, del 13 al 18 els del punt 3, del 19 al 24 els del punt 4 i del 25 al 30 els del punt 5. Font: elaboració pròpia.

OBSERVACIÓ DE LA DIVERSITAT DE FONGS I CÀLCUL DE LA SEVA BIOMASSA

Quan es van observar la diversitat de fongs, es va observar com la gran majoria de les espores ja estaven començant a desenvolupar-se (per tant s'haurien de fer esporular per poder identificar-los), i suposadament es van poder identificar els conidis de l'espècie *Flagellospora curvula*, com es pot observar a la Figura 8.

Parlant estrictament de l'evolució al llarg del temps de la concentració d'ergosterol (Figura 9a), es pot observar com les mostres recollides la primera vegada tenen una quantitat d'ergosterol per gram de matèria orgànica molt baixa; mentre que en les mostres de l'últim dia de mostreig ja tenen una quantitat més elevada. Tot i això, es pot observar la tendència general que segueix, va augmentant progressivament entre els punts 1 i 3, al punt 4 augmenta moltíssim i al 5 disminueix. A continuació, s'ha fet la conversió d'ergosterol fins a C d'origen fúngic (Figura 9b) com ja va fer Mora, (2014), considerant que 5,5 µg d'ergosterol per mg de pes fúngic sec (Gessner i Chauvet, 1993) i que el 43% del pes sec és C (Baldy i Gessner, 1997).



Figura 8. Fotografies des del microscopi d'espores fúngiques desenvolupant-se (a) i d'espores de *Flagellospora curvula* (b). Font: elaboració pròpia.

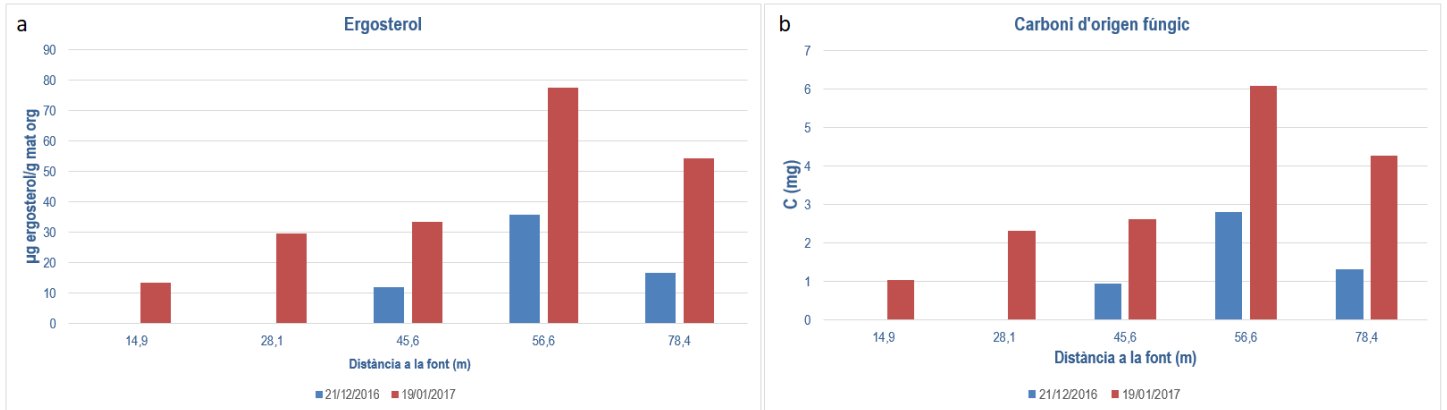


Figura 9. (9a) Representació gràfica de la quantitat d'ergosterol (μg) per grams de matèria orgànica (fulles) de mostres de fulles de dos dies diferents, un al principi de l'experiment i altre l'últim dia en funció de la distància a la font (m). (9b) Representació gràfica de la quantitat de carboni d'origen fúngic (mg) de dos dies de mostreig diferents (un al principi i altre a l'últim dia) en funció de la distància a la font. Font: elaboració pròpia.

DESCOMPOSICIÓ DE LA FULLARACA

El percentatge de pèrdua de pes de la fullaraca s'ajusta a un model exponencial negatiu clàssic (Figura 10), com es pot observar, la pèrdua de matèria orgànica romanent augmenta progressivament arribant al seu màxim al punt 4. El percentatge de matèria orgànica romanent depèn significativament de la interacció entre la distància a la font (covariable) i el nombre de dies que han passat (factor) com es pot observar en la Taula 1 de sortida de l'ANCOVA, i això indicaria que la pèrdua de matèria orgànica ve determinada tant pel temps que han passat les bosses dintre de l'aigua com per la distància respecte al raig de la font.

Finalment, a la Figura 11a es pot veure com el percentatge de matèria orgànica romanent disminueix de forma progressiva des del punt 1 al 4, mentre que al 5 pràcticament no es veu reduït aquest percentatge. En tots els casos, el percentatge de pèrdua de pes s'ajusta significativament al model exponencial negatiu clàssic descrit anteriorment, les constants de descomposició que s'observen a la Figura 11b són cada vegada més negatives del punt 1 al 4, mentre que al punt 5 es dona una constant gairebé 0. El test post-hoc (Tukey) mostra que els punts 1, 2 i 5 són significativament iguals, i difereixen dels punts 3 i 4 que entre ells són significativament diferents.

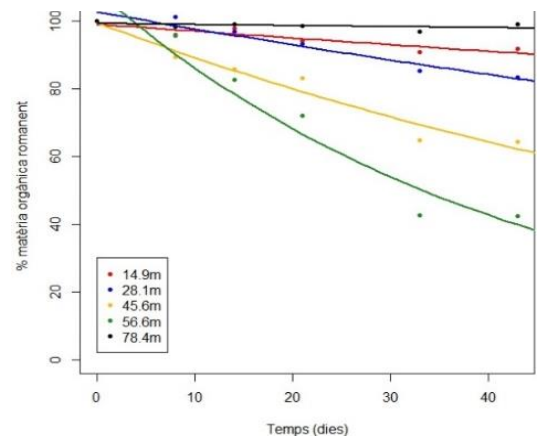


Figura 10. Corbes de descomposició de la matèria orgànica romanent en els diferents punts de mostreig. Font: elaboració pròpia.

Taula 2. Resultats del primer pas de l'ANCOVA per observar la evolució de la matèria orgànica en funció de la distància a la font (covariable) i del factor (dies).

	g.l.	Sum Sq	F	p-valor
(intersecció)	1	44,551	13902,806	<0,001
Distància font	4	0,013	1,043	0,410
Dies	1	0,006	1,767	0,199
Distància font: Dies	4	0,444	34,612	<0,001
Residus	20	0,064		



Figura 11. (11a) Representació del percentatge de matèria orgànica romanent en funció de la distància a la font (m) després de l'experiment de descomposició. (11b) Representació de les diferents taxes de descomposició (dies^{-1}) corresponents en funció de la distància a la font (m) amb els resultats del test post-hoc de Tukey; les lletres indiquen quins dels punts són significativament diferents; ** significa que el p-valor de la constant de descomposició és menor a 0,05 i *** significa que és inferior a 0,01. L'error estàndard del punt 1 és de 0,0049, el del 2 és de 0,0006, el del 3 és de 0,0013, el del 4 és de 0,0031, i el del 5 de 0,0003. Font: elaboració pròpia.

ANÀLISI DE LES RELACIONS ENTRE LES VARIABLES FISCOQUÍMIQUES I BIOLÒGIQUES

L'anàlisi de components principals realitzada amb les variables fisicoquímiques i el Fe mostra el gradient químic al llarg del canal (Figura 12). Aquesta anàlisi ha permès explicar al voltant del 60% de la variabilitat amb els dos primers components: (1) el component 1 s'explica bàsicament per l'alcalinitat, el nitrit, la temperatura i l'absorbància (amb tendència negativa); i pel clorur i oxigen dissolt (amb tendència positiva); (2) mentre que el component 2 s'explica bàsicament pel nitrat, el Fe i l'IF (amb tendència negativa); i per l'oxigen dissolt, el pH, la conductivitat i l'amoni (amb tendència positiva).

S'observa com l'amoni, conjuntament amb la temperatura i la conductivitat segueixen la mateixa tendència i són més importants al punt 2 i 3, aquests paràmetres es contraposen clarament amb el nitrat, que augmenta a l'últim punt de mostreig. També es veu com l'absorbància, l'alcalinitat i el nitrit es comporten de la mateixa manera i són més importants per al punt 1, a més, s'observa com el clorur es comporta d'una forma completament contrària. A continuació, també es pot apreciar com el pH i l'oxigen dissolt tenen una tendència similar, sent més elevats als punts 2 i 3, i tenen com a paràmetre antagonista el Fe. Finalment s'observa el gradient que forma el fòsfor amb l'índex de fluorescència, sent el primer més important al 2n i 3r punt i el segon als punts 4 i 5.

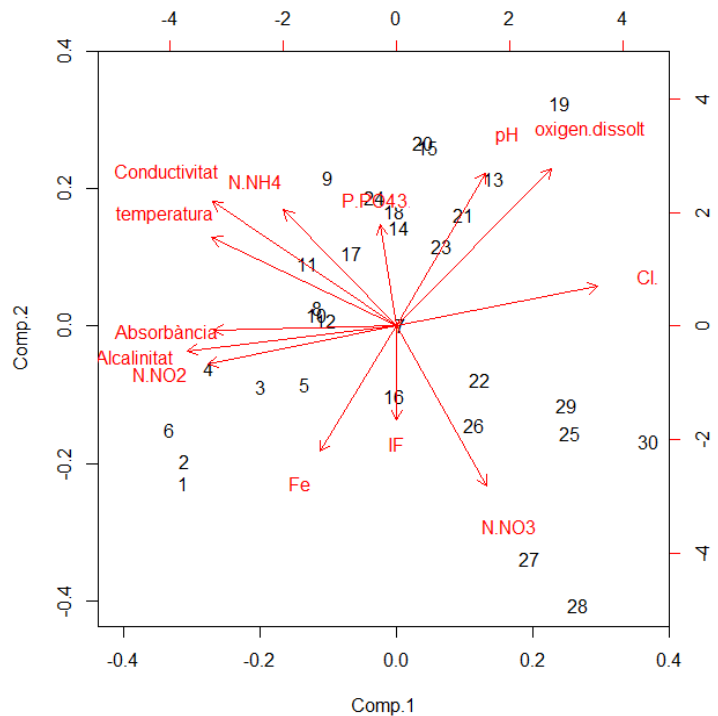


Figura 12. Anàlisi de components principals de les variables fisicoquímiques de l'aigua i el Fe dissolt. Els números representen els diferents mostresos realitzats en cadascun dels punts seleccionats per a l'experiment (ordenats cronològicament): de l'1 al 6 representa els mostresos al punt 1, del 7 al 12 els del punt 2, del 13 al 18 els del punt 3, del 19 al 24 els del punt 4 i del 25 al 30 els del punt 5. Font: elaboració pròpia.

També es van realitzar anàlisis de correlacions lineals entre els paràmetres biològics i fisicoquímics (incloent també els metalls dissolts en l'aigua). En aquest cas s'han inclòs també dades de biomassa algal analitzades durant les mateixes dades per altres investigadors (veure apartat "Resultats complementaris" per més detalls). A la Taula 3 s'han representat aquelles variables que tenen una correlació estadísticament significativa tenint en compte un nivell de significança del 95% ($\alpha=0,05$) i utilitzant només els 4 primers punts de mostreig. Només s'han tingut en compte els 4 primers punts de mostreig perquè s'ha vist que totes les variables analitzades segueixen una tendència completament diferent al punt 5. A més, s'ha fet un ajust a un model exponencial entre la concentració de Fe i la constant de descomposició i s'ha trobat que és estadísticament significativa ($p\text{-valor}<0,05$, $r^2=0,9516$) utilitzant també els 4 primers punts i una $\alpha=0,05$.

Les correlacions lineals més destacables per poder explicar el relat de la font s'han representat a la Figura 13.

Taula 3. Correlacions lineals significatives existents entre les variables biològiques i les fisicoquímiques, utilitzant un nivell de significança del 95% ($\alpha=0,05$) i només els 4 primers punts de mostreig. ** representa un $p\text{-valor}<0,05$, i *** $p\text{-valor}<0,01$.

Correlació	r^2
k (dies ⁻¹)-Conductivitat (mS/cm) ***	0,9888
% Matèria orgànica romanent-Conductivitat (mS/cm) ***	0,9884
μg ergosterol/g matèria orgànica-k (dies ⁻¹) ***	0,9855
k (dies ⁻¹)-Màxima biomassa algal ***	0,9825
μg ergosterol/g matèria orgànica-Màxima biomassa algal **	0,9755
μg ergosterol/g matèria orgànica-Conductivitat (mS/cm) **	0,9670
% Matèria orgànica romanent-Temperatura (°C) **	0,9460
Màxima biomassa algal-Conductivitat (mS/cm) **	0,9442
% Matèria orgànica romanent-Màxima biomassa algal **	0,9343
μg ergosterol/g matèria orgànica-% Matèria orgànica romanent **	0,9312
% Matèria orgànica romanent-S-SO ₄ ²⁻ (mg/L) **	0,9286
% Matèria orgànica romanent-Alcalinitat (meq/L) **	0,9169

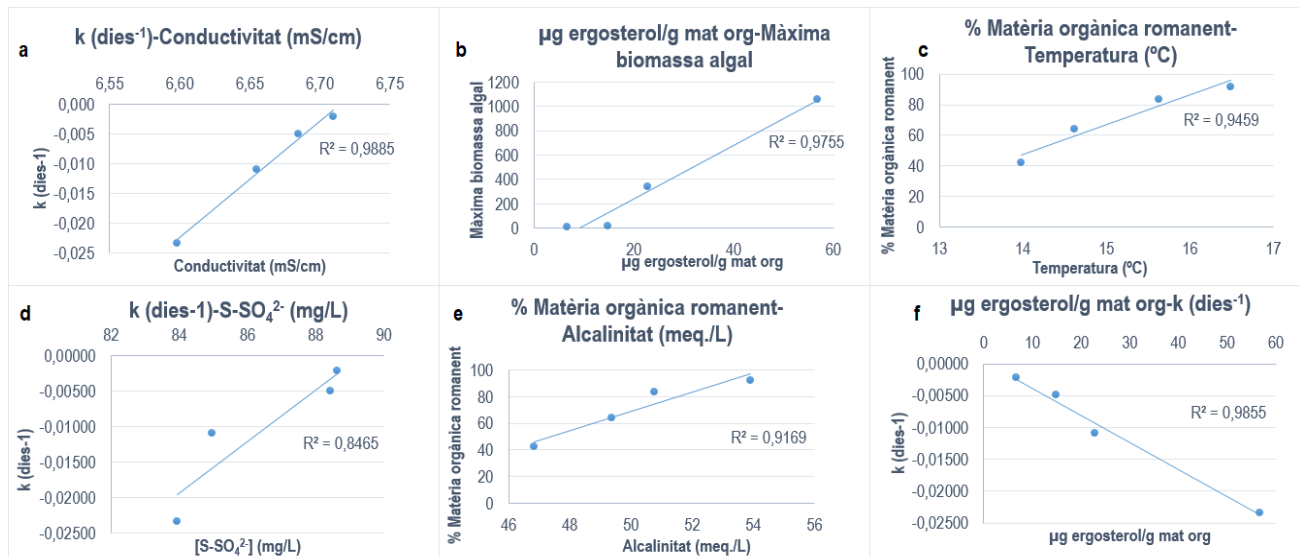


Figura 13. Representació gràfica de les correlacions lineals més destacables entre (13a) la constant de descomposició (k) i la conductivitat; (13b) l'ergosterol per gram de matèria orgànica i la màxima biomassa algal; (13c) entre el percentatge de matèria orgànica romanent i la temperatura; (13d) entre la constant de descomposició (k) i el sofre que conté el sulfat ($S-SO_4^{2-}$); (13e) entre el percentatge de matèria orgànica romanent i l'alcalinitat; i (13f) entre l'ergosterol per gram de matèria orgànica i la constant de descomposició (k). Font: elaboració pròpia.

RESULTATS COMPLEMENTARIS

Paral·lelament a aquest experiment, una estudiant de doctorat va realitzar en els mateixos punts de mostreig un experiment de seguiment del creixement de biofilm. Com es pot observar a la Figura 14a, el major creixement algal es va donar en el punt 4 (fins i tot la corba encara no s'ha estabilitzat, el que donaria lloc a sospitar que encara podria incrementar-se encara més) on la mitjana de la fluorescència basal màxima és de 1054,6; seguit del punt 3 on la corba ja comença a decaure al final de l'experiment, però el valor màxim és de 340,1; el punt 5 on el màxim de fluorescència basal es situa en 202; i finalment els punts 2 i 1 on el creixement està molt i mot inhibit i no es superen valors mitjans de fluorescència basal de 20 (Figura 14b). Els resultats de creixement algal coincideixen amb el patró de variació de descomposició i biomassa fúngica, tal i com mostren les correlacions significatives que s'han trobat entre la biomassa algal màxima i la conductivitat, el percentatge de matèria orgànica romanent, l'ergosterol o la constant de descomposició (Taula 3, Figura 14).

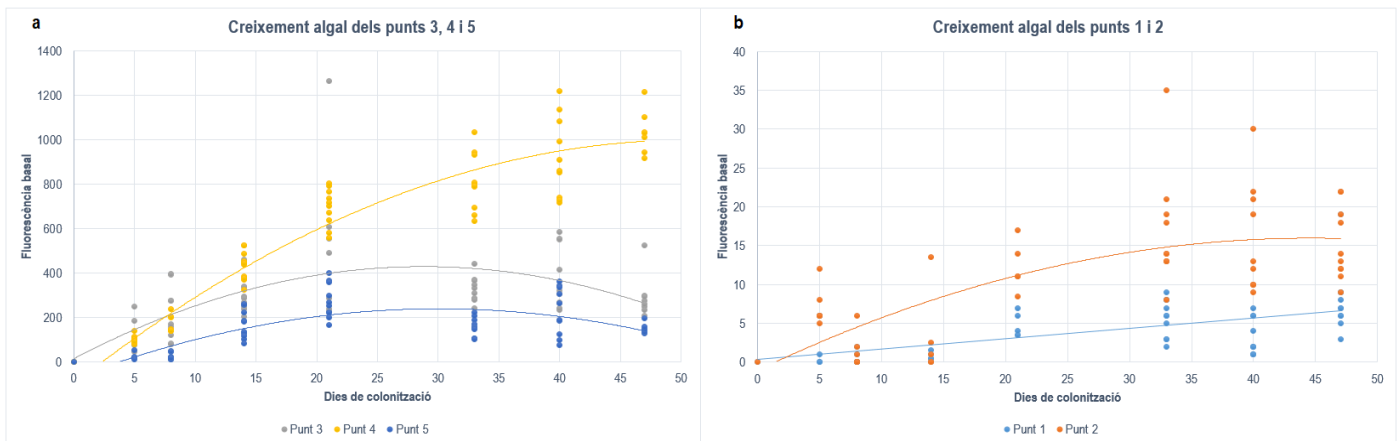


Figura 14. Representació de les corbes de creixement de la fluorescència basal en cadascun dels punts de mostreig al llarg del temps. Segons Corcoll (2012), la fluorescència basal dona una mesura de la llum que emet la clorofil·la a en condicions d'obscuritat, en les que els e^- no tenen suficient energia per passar la cadena de transport electrònic. Això permet extrapolar aquest paràmetre com a quantitat de clorofil·la que a la mateixa vegada equival a la biomassa algal. Font: Argudo, M.

DISCUSSIÓ

L'estudi del gradient fisicoquímic que genera el desguàs d'aquesta font ha despertat interès en la comunitat científica des de mitjans del segle XX fins l'actualitat, com es pot observar als estudis de Solé (1946); París i Beltran (1976); Guasch et al. (2012); o Menció et al. (2016). De tots aquests, és més interessant destacar el més recent, ja que va ser a partir d'ell que es va plantejar la incògnita que es vol resoldre en aquest projecte.

Cal destacar que Menció et al. (2016) va utilitzar uns punts de mostreig diferents als d'aquest estudi, i que no va mostrejar al 5è punt d'aquest estudi. Una vegada clar això, es pot afirmar que la conductivitat, la temperatura, l'oxigen dissolt i el pH segueixen una evolució força similar a la descrita en aquest TFG si no s'inclou en 5è punt, però el que no és igual és el rang de variació de les dades, ja que es parteix de pH més àcids, temperatures més elevades, més oxigen dissolt i una conductivitat menor. Això és degut a l'època de l'any en la qual es va fer aquest treball (desembre 2016-gener 2017, un període molt fred) en contraposició amb l'estudi citat anteriorment (novembre 2014, que aquell any va estar precedit per uns mesos especialment secs).

Si es parla dels nutrients dissolts en l'aigua, en l'estudi de Menció et al., realitzat a la tardor, el clorur es mantenia gairebé constant al llarg de la font amb uns valors que no superaven els 700 mg/L, el fosfat es trobava per sota el límit de detecció, l'amoni estava sempre per sota els 0,35 mg/L i es mantenia gairebé constatat també, el nitrit estava per sota del límit de detecció, i el nitrat augmentava progressivament, però mantenint-se per sota del límit de detecció en els seus primers punts de mostreig. En contraposició amb els resultats que s'han obtingut en aquesta presa de mostres realitzada a l'hivern, on s'han observat valors més elevats de clorur (entre 1700 o 2000 mg/L) que augmenta als primers punts de mostreig. Per altra banda el fosfat, tot i ser baix, està per sobre del límit de detecció al voltant de 2 µg/L, el nitrit també s'ha pogut quantificar, mostrant una progressiva reducció, i el nitrat (tot i que segueix la mateixa tendència), també s'ha pogut quantificar a tots els punts.

Quant als metalls dissolts en l'aigua es destaquen els de major concentració (Fe, Mn, As, B i Sr), els resultats dels quals per al punt 1 (on en teoria la concentració és màxima) són de 4972,53, 439,70, 11,02, 1870,41 i 1559,70 ppb, respectivament. Mentre que en el treball de Menció et al. (2016) les concentracions per aquests mateixos metalls són de 12066,20, 714,40, 12,01, 4915,3 i 1716,00 ppb, respectivament. De forma general, tots aquests metalls (i especialment el Fe) disminueixen la seva concentració a mesura que avança el reg de la font. Com es pot observar, les concentracions de metalls més abundants són en general més baixes en aquest TFG, concretament, la concentració del Fe és 4 vegades inferior, el Mn al voltant de la meitat, el As té una concentració similar, el B també al voltant de 4 vegades més i la d'Sr és semblant. Això confirma la gran variabilitat en les concentracions de metalls en l'aigua, l'explicació podria ser simple cinètica química, ja que a major temperatura (com passa als primers punts del treball de Menció et al. (2016)) hi haurà una major solubilitat i, per tant, majors concentracions de metalls als primers punts. Altres factors que intervenen en la solubilitat dels metalls són l'oxigenació per entrada d'O₂ atmosfèric, el pH, la fotosíntesi i la difusió del CO₂ cap a l'atmosfera que van augmentant als últims punts (tant en aquest treball com en l'article citat), afavorint la precipitació dels metalls als últims punts. Si es parla concretament del Fe, en Menció et al. (2016), aquest precipita fins que la seva concentració baixa dels 5 mg/L (P3=16 m), mentre que en aquest treball ho fa a partir dels 2 mg/L (la concentració màxima no arriba als 5 mg/L) però a una distància pareguda de la font (15,4 m).

De l'anàlisi de components principals amb les dades dels metalls dissolts en l'aigua (Figura 7) es poden destacar els gradients que es formen. El primer és el pH, l'oxigen dissolt, l'Al, l'As i el Fe. S'observa com als punts 3 i 4 es donen pH més alcalins i major oxigenació de l'aigua, per contra del que es dona als punts 1 i 2, on els pH són àcids i es donen unes elevades concentracions d'Al, As i Fe. Altres metalls com el Co, l'Sr o el Ba tenen un comportament similar entre ells, les seves majors concentracions es donen en els primers punts i després disminueixen progressivament. Cal destacar el comportament del Cd, ja que és completament diferent a la resta de metalls, la seva concentració també va disminuint fins al punt 5. És en aquest punt quan l'aigua passa per sota del sediment i es torna a enriquir d'aquest metall de nou.

Els treballs sobre contaminació per metalls en els ecosistemes aquàtics continentals s'han incrementat en els últims anys amb l'augment de l'activitat industrial. L'objectiu dels mateixos és estudiar els seus efectes sobre els sistemes naturals i, en concret, sobre els fongs i les comunitats bacterianes com és el cas de Duarte et al. (2008), Medeiros et al. (2008), o Sridhar i Bärlocher (2011). Però tots aquests estudis estan més orientats a llocs que s'han enriquit de metalls de forma artificial (origen antropogènic), mentre que la zona d'estudi d'aquest treball està enriquida de gran quantitat de metalls per causes naturals (sobretot per tots els substrats per on passa l'aigua abans de sortir de la font). Tot i això, els estudis anomenats anteriorment són molt útils perquè a la Font de Ferro es donen concentracions d'alguns metalls molt semblants a les de zones contaminades. Alguns d'ells són el Fe, que en el primer punt de mostreig pot arribar a gairebé 5 mg/L, com passa en el mostreig realitzat en un riu contaminat l'any 2004 de l'article de Medeiros et al. (2008). Però a diferència del

que passa en aquest treball, el Fe és suficientment elevat com per reduir la taxa de descomposició. Per tant hi haurà diferències en els mecanismes que regulen la descomposició de la fullaraca, ja que a l'article anteriorment citat és la baixa concentració de nutrients en l'aigua, mentre que en aquest treball és sobretot a causa de l'elevada concentració de ferro dissolt, l'elevada conductivitat de l'aigua i l'excés de precipitació de derivats de Fe. Segons Sridhar i Bärlocher (2011), existeixen diferències entre el nivell d' esporulació dels hidromicets en funció de si hi ha baixes o altes concentracions de metalls, a elevades concentracions de Cd, Cu i Zn (ordenats de major a menor toxicitat) per separat i en combinació (molt més tòxics) s'observen efectes deleteris en l' esporulació. En un altre estudi de Duarte et al. (2008), es van exposar els fongs de forma artificial a concentracions de 20 i/o 100 μM de Zn i/o Cu. La conclusió que van treure és que l'exposició a aquests metalls en aquestes concentracions té un efecte deleteri en la descomposició de la fullaraca a causa de la reducció de la biomassa fúngica i/o bacteriana. Van observar que els bacteris eren molt sensibles a les baixes concentracions de metalls (20 μM), mentre que els fongs (la biomassa dels quals és 3000 vegades superior en aquest cas) només es veia reduïda la seva activitat i la seva esporulació (però sent molt menys sensibles) perquè inverteixen menys C en la reproducció a causa de l'estrès pels ions metàl·lics.

Amb l'anàlisi realitzada amb els nutrients, les variables fisicoquímiques de l'aigua i el Fe (Figura 12) s'ha explorat la relació entre variables al llarg del gradient. S'ha vist que respecte als nutrients dissolts en l'aigua, l'amoni i el nitrat, mostren un comportament oposat, el que indicaria la presència de microorganismes nitrificants en els punt 5 i absència d'ells en els punts 2 i 3. Mentre que si es parla del nitrit, aquest segueix un comportament diferent i es trobaria en les majors concentracions al punt 1. Pel que fa al fosfat, aquest es veu com és contrari a l'índex de fluorescència, es troben les majors concentracions de fosfat entre els punts 2 i 3 i l'índex de fluorescència condiciona més els punt 1, 2 i 5 només. Això ens proporcionaria informació sobre l'origen de la matèria orgànica, és a dir, que en el punt 1, 2 i 5 té un origen més exogen (de les fulles que cauen al reg de la font). Per altra banda, el clorur (un element inert que no aprofita cap organisme) proporciona informació sobre l' evaporació de l'aigua, que serà més forta als punts 4 i 5, i crea un gradient molt important amb l'alcalinitat, el nitrit i l'absorbància. Pel que fa a la conductivitat i la temperatura (que estan correlacionades entre elles), es pot observar com les temperatures són més elevades als punts 2 i 3, això afavoreix la solubilitat, per tant, incrementen les sals dissoltes, que és equivalent a dir que s'incrementa la conductivitat de l'aigua. Finalment, s'ha de destacar la relació entre Fe, oxigen dissolt i pH. El primer punt és el que té unes concentracions de ferro més elevades (quasi 5000 ppb), poc oxigen (ja que l'aigua acaba de sortir de la font i encara no s'ha oxigenat) i un pH més àcid. Per contra, els punts 3 i 4 es troben en la situació contrària, ja que el Fe és pràcticament inexistent, l'oxigen dissolt ja és molt més elevat i el pH ja s'ha neutralitzat a causa de la precipitació de la resta de metalls al llarg del reg.

Tot plegat, es pot confirmar que aquesta complexa fisicoquímica que té l'aigua de la Font de Ferro influeix en les condicions ambientals i provoca una complexa relació d'aquesta amb els paràmetres biològics. Això ja ho va proposar Menció et al. (2016), i també va postular que podria haver un enriquiment de nutrients (perquè aquest és un ambient pobre en fòsfor, <40 $\mu\text{g/L}$ segons Menció et al., i <1,5 $\mu\text{g/L}$ segons aquest estudi) a causa sobretot de la descomposició de la fullaraca de roure. Tot i les diferències entre els dos estudis, provocades majoritàriament per la diferència en l'època de l'any dels mostres, es confirma la hipòtesi del treball citat en aquest estudi, ja que als primers punts la conductivitat de l'aigua i la gran precipitació de derivats del ferro inhibeixen els processos biològics (fotosíntesi i descomposició). Però cap al final del reg les condicions ambientals són més favorables pels processos biològics (han precipitat la major part dels metalls) i es dona una major descomposició que probablement allibera els nutrients necessaris per l'activitat fotosintètica que a la vegada afavoreixen la precipitació dels carbonats.

La degradació de la fullaraca és un molt bon candidat per comprovar la resposta ecosistèmica front a unes condicions d'estrès ambiental, ja que ve regulat tant per factors biòtics com abiòtics (Simon et al., 2009). I és aquesta la situació que es dona en la Font de Ferro, tot i que les condicions d'estrès (pH una mica àcid, elevada conductivitat i alcalinitat, elevada concentració de metalls que poden actuar com a inhibidors de l'activitat biològica, etc.) no venen produïdes per l'activitat humana sinó que es donen de forma natural.

Segons els resultats d'aquest treball, la descomposició s'incrementa a mesura que es va avançant en el reg de la font- Per poder explicar-ho, s'han realitzat les correlacions descrites anteriorment. Es pot confirmar com el Fe no és l'únic factor que influeix en la descomposició (a majors concentracions de Fe es dona una constant de descomposició més propera a 0), sinó que també ho és la conductivitat i l'alcalinitat. En altres paraules, el ferro i les sals dissoltes en l'aigua als primers punts impedeixen la proliferació tant d'algues com de fongs i quan els metalls (principalment el Fe) precipiten comença l'activitat fotosintètica i fúngica. Segons les gràfiques de la Figura 13, es pot observar com existeix una relació lineal entre la taxa de descomposició i la conductivitat (Figura 13a), és major conductivitat la taxa de pèrdua de biomassa de les fulles disminueix; entre la quantitat d'ergosterol per gram de matèria orgànica i la màxima biomassa algal (Figura 13b), és a dir, que els mateixos elements que inhibeixen el desenvolupament dels fongs són els mateixos que els que ho fan amb les

algues; entre el percentatge de matèria orgànica romanent i la temperatura (Figura 13c), és a dir, les temperatures més elevades impliquen una menor descomposició (al contrari del que s'esperaria); entre la constant de descomposició i el sofre en forma de sulfat (Figura 13d), és a dir, funciona igual que la de conductivitat ja que aquest és un element que la incrementa, a més, el sulfat està correlacionat amb nitrogen en forma de nitrit ($p\text{-valor} < 0,001$), que a la vegada està correlacionat amb la conductivitat ($p\text{-valor} < 0,05$); entre el percentatge de matèria orgànica romanent i l'alcalinitat (Figura 13e), és a dir, a majors alcalinitats (que impliquen pH més baixos) hi ha una menor descomposició i, per tant, un major percentatge de matèria orgànica romanent; i entre la quantitat d'ergosterol per gram de matèria orgànica i la constant de descomposició (Figura 13f), és a dir, els fongs (com a organismes més importants durant el procés de descomposició) són els que fan augmentar principalment la taxa de descomposició i, per tant, a major concentració d'ergosterol hi haurà una k més negativa.

Els estudis que tracten el creixement dels fongs en ambients extrems es poden dividir en aquells que mesuren la diversitat d'espècies i els que mesuren la biomassa total de fongs. Aquest primer tipus d'estudi s'ha fet principalment quan es volia saber la resposta de les poblacions de fongs front a pH àcids, com per exemple els de Iqbal i Webster (1977), Shearer i Webster (1985) o el de Chamier (1987). En aquests estudis es destaca que les condicions extremes de pH donen lloc a la desaparició d'una gran quantitat d'espècies, però les poques que ho suporten incrementen la seva biomassa (Bärlocher, 1987) probablement per l'absència de competència interespecífica. En el segon tipus d'estudis es confirma que en condicions àcides la biomassa de fongs no es veu afectada o fins i tot s'incrementa degut probablement a que poques espècies suporten aquests ambient i es veuen afavorides (Dangles i Chauvet, 2003; Baudoin et al., 2008). Això posa en relleu el que diu Clivot et al. (2013), que tot i la gran quantitat d'estudis en aquest àmbit, encara no se sap exactament les alteracions que provoquen les aigües àcides en els processos relacionats amb la degradació de la matèria orgànica. Tot i això la que es veu reduïda és la descomposició de la fullaraca, probablement per la inhibició del metabolisme dels descomponedors (sobretot bacteris) (Baudoin et al., 2008). Aquest TFG estaria inclòs en el segon tipus d'estudis ja que s'ha analitzat la quantitat d'ergosterol per extrapolar-la a la biomassa fúngica total, però s'ha vist que el pH no es correlaciona significativament amb cap dels paràmetres biològics analitzats. Malgrat tot, és complicat comparar-lo amb els estudis d'aquest tipus principalment perquè hi ha una gran diferència en el nombre de dies de l'experiment (43 dies d'aquest treball front als 124 del de Baudoin et al. (2008); els 70 de Clivot et al., (2013); o els 200 de Dangles et al. (2004)) i també perquè descriuen uns ambients amb condicions molt més extremes, sobretot de pH.

RESUM DEL FUNCIONAMENT DE LA FONT DE FERRO

A mode de resum (Figura 15), els processos que es donen a terme a la Font de Ferro, permeten la distinció de 3 zones amb ambients diferents: l'ambient (a) on la descomposició està inhibida per la fisicoquímica de l'aigua, principalment per la conductivitat i el Fe; l'ambient (b) on la descomposició no està inhibida per la fisicoquímica de l'aigua ni pel Fe i això permet un major creixement algal i fúngic; i l'ambient (c) que englobaria el 5è punt de mostreig que és completament diferent als 4 anteriors.

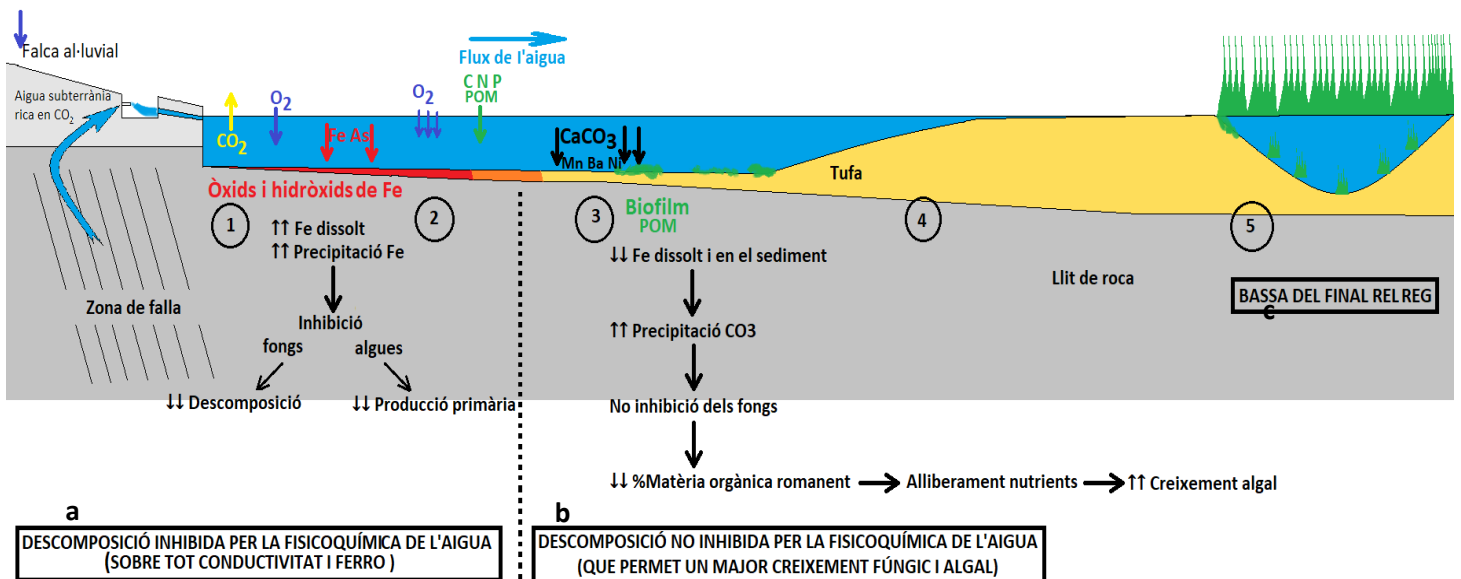


Figura 15. Figura resum dels paràmetres mesurats contextualitzats en l'ambient de la Font de Ferro. Font: modificat de Menció et al. (2016).

Per una banda, la **primer secció (a)** que englobaria als primers 2 punts de mostreig (1 i 2), és on esdevé la precipitació del ferro i d'altres metalls (com As, B o Al). Aquest precipitat que s'acumula massivament al punt 2 conjuntament amb la

gran concentració de Fe dissolt en l'aigua, el que impedeix la colonització dels organismes autòtrofs (les algues) i heteròtrofs més importants (els fongs) i segurament només permetrà el desenvolupament d'organismes més senzills com els bacteris. En aquesta zona trobem els valors més elevats de conductivitat que proporcionen les sals i els metalls dissolts en l'aigua. A més a més, les condicions d'oxigen i pH tampoc seran les més adequades, ja que el primer encara té una saturació baixa a causa de que acaba de sortir de la font i no s'ha enriquit amb l'atmosfera, i el pH (relacionat directament amb l'alcalinitat i la conductivitat) és força àcid. Per contra, és en aquest punt en el que es donaran els valors més elevats en temperatura, velocitat de l'aigua i nutrients dissolts. El cas de la temperatura és interessant ja que l'aigua de la font passa per la profunditat de la litosfera, el que provoca un augment de la seva temperatura que es fa encara més aparent durant l'hivern (que és quan es va fer aquest estudi). La velocitat de l'aigua ve donada bàsicament pel pendent del terreny on es troba el reg de la font, i que es fa més acusat just al principi a causa de la gran acumulació de fulles (sobre tot de *Q. pubescents*) i del precipitat de ferro, que incrementen l'alçada del primer punt encara més. La velocitat podria estar relacionada amb la major concentració de nutrients en l'aigua, degut a que afavoreix la primera part del procés de descomposició (lixiviació) que permet el seu alliberament. Tots tres són factors que afecten positivament a la taxa de descomposició, però en aquest cas pareix que no són suficients per contrarestar les condicions ambientals, descrites anteriorment, poc favorables tant per als organismes heteròtrofs com per als productors primaris.

Per altra banda, la **segona secció** (b), englobaria els següents 2 punts de mostreig (3 i 4). Aquí el ferro pràcticament ja no és present ni a l'aigua ni al sediment perquè ha quedat acumulat a la secció anterior, això afavoriria que comenci la precipitació dels carbonats. Això s'ha pogut observar molt bé en les fulles de les bosses, que quedaven recobertes d'una costra de CaCO_3 que s'anava fent més dura amb el pas de les setmanes. Les condicions ambientals són molt més favorables, ja que la conductivitat i l'alcalinitat són més baixes, i l'oxigen és més elevat. Això permetria el desenvolupament dels fongs (com s'ha vist a la valoració de l'ergosterol) que, durant la degradació de la matèria orgànica de les fulles, alliberarien els seus nutrients a l'aigua que serien ràpidament aprofitats per les algues i els bacteris presents en aquesta secció. Això es demostra amb els resultats obtinguts en l'experiment paral·lel de seguiment del desenvolupament del biofilm. Tot i això, tampoc acabarien de ser les condicions més adequades per la descomposició de la fullaraca, ja que factors com la temperatura (entre 2 i 3 °C menor respecte als primers punts) o la velocitat (es redueix al voltant de la meitat del valor mitjà inicial, el que provocaria la formació d'una pel·lícula de carbonat càlcic sobre la superfície de l'aigua durant els dies més freds a causa de la disminució de la solubilitat de les sals). Però es pot concloure que aquests factors negatius no són suficients per aturar la descomposició.

Finalment, es troba el **5è punt de mostreig** (c). Aquest es troba dintre d'una bassa en la qual les condicions ambientals són completament diferents a les de la resta de la font, el que també es veu reflectit en les mesures de qualsevol dels paràmetres biològics i químics de l'aigua que solen seguir tendències completament diferents. La possible explicació d'aquesta gran diferència podria explicar-se pel lloc per on passa l'aigua quan va cap a la bassa, ja que l'acumulació de precipitats ha provocat que aquests sobresurtin del nivell de l'aigua. Això fa que l'aigua hagi de passar a través d'aquest sediment, pel que la velocitat de l'aigua disminuirà, s'empobrirà d'oxigen, es reduirà de la matèria orgànica en suspensió i s'empobrirà també de la majoria de nutrients excepte del nitrat i el fòsfor orgànic. Això, conjuntament amb les baixes temperatures (al voltant de 7°C menys que al punt 1) que se solen donar aquí serien algunes de les causes que provocarien una gran disminució de la taxa de descomposició (fins al punt que les fulles pràcticament no s'han degradat). Aquest fet es veu reflectit en la biomassa d'algues i de fongs, aquesta última es força baixa però s'ha de distingir entre el que passa aquí (inhibició metabòlica) i el que passa al primer punt (inhibició en el creixement).

A la bibliografia es troben una gran quantitat d'estudis des de fa molts anys en els que s'han volgut analitzar els factors que intervenen en la degradació de la fullaraca. A més a més, molts autors han realitzats metaanàlisis per intentar trobar quins són els elements generals que la regulen, com és el cas dels treballs de Aerts (1997), Zhang et al. (2008) o Ferreira et al. (2015). Segons Zhang et al. (2008), durant la seva recerca bibliogràfica es va trobar amb el problema que les conclusions dels estudis que va recopilar eren molt específiques per als llocs que estaven estudiant. Això feia que els resultats fossin poc extrapolables a gran escala, però les conclusions generals donaven una informació molt interessant i necessària per comprendre quins són els elements globals que acaben regulant la descomposició. L'estudi realitzat en aquest TFG és un molt bon exemple ja que, tot i que la Font de Ferro és un ambient únic, la informació que proporciona a aquest àmbit d'investigació sobre l'efecte del Fe en la descomposició als ecosistemes aquàtics serà molt útil per a futurs treballs.

CONCLUSIONS

This work provides a further knowledge of Font de Ferro stream, which has been studied since the 20th century. The main contribution of this study to the main knowledge of the area is through the assessment of the effects of iron concentrations on the degradation of leaf litter. We also improved the knowledge about the response of heterotrophic organisms (i.e. fungi) to the observed high concentrations of iron.

The decreasing concentrations of salts and metals along the stream are associated with an increase in leaf decomposition. This leads to the conclusion that high concentrations of salts and metals would act as inhibitors of leaf decomposition. Iron is the most important metal because it is the most concentrated and also gives its name to the source. The progressive precipitation of salts and metals along the stream increases leaf decomposition as well as an increase in the photosynthetic activity. Downstream, after flowing under the sediments, the stream enriches in salts and metals, and decomposition of leaf litter decreases in association with a decrease of fungal biomass. Therefore, the main conclusion of this work is that salts and metals reduce leaf litter decomposition rates together with reduction of fungal biomass and photosynthetic activity suggesting a negative effect on both heterotrophic and autotrophic organisms.

From this main conclusion, a secondary can be derived: the physicochemical gradient found in Font de Ferro stream is similar to that found in previous studies in this area, with some dissimilarities due to different season.

BIBLIOGRAFIA

- Aerts, R. (1997). Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos*, 79(3), 439–449.
- American Public Health Association. (2005). Alkalinity. En L. S. Clesceri, A. E. Greenberg, i A. D. Eaton (ed.), *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (21a ed., p.nd-nd). American Public Health Association. Boston: American Public Health Association .
- Aranda, I., Ramírez-Valiente, J. A., i Rodríguez-Calcerrada, J. (2014). Características funcionales que influyen en la respuesta a la sequía de las especies del género *Quercus*: variación inter- e intra-específica. *Ecosistemas*, 23(2), 27–36.
- Artigas, J., Gaudes, A., Muñoz, I., Romani, A. M., i Sabater, S. (2011). Fungal and Bacterial Colonization of Submerged Leaf Litter in a Mediterranean Stream. *International Review of Hydrobiology*, 96(3), 221–234.
- Artigas, J., Romani, A. M., Gaudes, A., Muñoz, I., i Sabater, S. (2009). Organic matter availability structures microbial biomass and activity in a Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 54(10), 2025–2036.
- Astudillo, M. R., Ramírez, A., Novelo-Gutiérrez, R., i Vázquez, G. (2014). Descomposición de hojarasca en seis arroyos de Bosque Mesófilo de Montaña en la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 111–127.
- Baldy, V., i Gessner, M. (1997). Towards a budget of leaf litter decomposition in a first-order woodland stream. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences - Series III - Sciences de La Vie*, 320(9), 747–758.
- Bärlocher, F. (1987). Aquatic hyphomycete spora in 10 streams of New Brunswick and Nova Scotia. *Canadian Journal of Botany*. 65(1), 76–79.
- Baudoin, J. M., Guérol, F., Felten, V., Chauvet, E., Wagner, P., i Rousselle, P. (2008). Elevated aluminium concentration in acidified headwater streams lowers aquatic hyphomycete diversity and impairs leaf-litter breakdown. *Microbial Ecology*, 56(2), 260–269.
- Canelles-García, A. (2015). *Estudi de la font de Can Verdaguer: origen, evolució de les característiques físicoquímiques de l'aigua i relació amb els ecosistemes associats* (Treball de final de grau). Recuperat de <http://hdl.handle.net/10256/11228>.
- Chamier, A. C. (1987). Effect of pH on microbial degradation of leaf litter in seven streams of the English Lake District. *Oecologia*, 71(4), 491–500.
- Clivot, H., Danger, M., Pagnout, C., i Wagner, P. (2013). Impaired leaf litter processing in acidified streams. *Microbial Ecology*, 65, 1–11.
- Corcoll, N. (2012). *The use of pulse amplitude modulated fluorescence techniques for metal toxicity assessment in fluvial biofilms* (Tesi doctoral). Recuperat de <http://www.tdx.cat/handle/10803/78995>.
- Cornut, J., Clivot, H., Chauvet, E., Elger, A., Pagnout, C., i Guérol, F. (2012). Effect of acidification on leaf litter decomposition in benthic and hyporheic zones of woodland streams. *Water Research*, 46(19), 6430–6444.
- Dangles, O., i Chauvet, E. (2003). Effects of stream acidification on fungal biomass in decaying beech leaves and leaf palatability. *Water Research*, 37(3), 533–538.
- Dangles, O., Gessner, M. O., Guérol, F., i Chauvet, E. (2004). Impacts of stream acidification on litter breakdown: Implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 365–378.
- Duarte, S., Pascoal, C., Alves, A., Correia, A., i Cássio, F. (2008). Copper and zinc mixtures induce shifts in microbial communities and reduce leaf litter decomposition in streams. *Freshwater Biology*, 53(1), 91–101.
- Duarte, S., Pascoal, C., Alves, A., Correia, A., i Cássio, F. (2010). Assessing the dynamic of microbial communities during leaf decomposition in a low-order stream by microscopic and molecular techniques. *Microbiological Research*, 165(5), 351–362.
- Ferreira, V., Castagnyrol, B., Koricheva, J., Gulis, V., Chauvet, E., i Graça, M. A. S. (2015). A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews*, 90(3), 669–688.
- Fisher, S. G., i Likens, G. E. (1973). Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism. *Ecological Monographs*, 43(4), 421–439.
- Folch, A., Menció, A., Puig, R., Soler, A., i Mas-Pla, J. (2011). Groundwater development effects on different scale hydrogeological systems using head, hydrochemical and isotopic data and implications for water resources management: The Selva basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, 403(1–2), 83–102.
- Gadd, G. M. (1993). Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytologist*, 124(47), 25–60.

- Gessner, M., i Chauvet, E. (1993). Ergosterol-to-biomass conversion factors for aquatic hyphomycetes. *Applied and Environmental Microbiology*, 59(2), 502-507.
- Gessner, M., i Chauvet, E. (1994). Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*, 75(6), 1807-1817.
- Gessner, M. O., Chauvet, E., i Dobson, M. (1999). A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. *Oikos*, 85(2), 377-384.
- Gessner, M., i Schmitt, A. (1996). Use of solid-phase extraction to determine ergosterol concentrations in plant tissue colonized by fungi. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(2), 415-419.
- Guasch, H., Acosta, X. G., Urrea, G., i Bañeras, L. (2012). Changes in the microbial communities along the environmental gradient created by a small Fe spring. *Freshwater Science*, 31(2), 599-609.
- Hieber, M., i Gessner, M. O. (2002). Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83(4), 1026-1038.
- Iqbal, S., i Webster, J. (1977). Aquatic hyphomycete spora of some Dartmoor streams. *Transactions of the British Mycological Society*, 59(2), 233-241.
- Koroleff, F. (1983). Simultaneous oxidation of nitrogen and phosphorus compounds by persulfate. In K. Grasshoff, K. Kremling, & M. Ehrhardt (Eds.), *Methods of Seawater Analysis* (2a edició, p. 599). Weinheim: Wiley-VCH.
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., i Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38-48.
- Medeiros, A. O., Rocha, P., Rosa, C. A., i Graça, M. A. S. (2008). Litter breakdown in a stream affected by drainage from a gold mine. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie*, 172(1), 59-70.
- Menció, A., Guasch, H., Soler, D., Canelles, A., Zamorano, M., i Brusi, D. (2016). Influence of regional hydrogeological systems at a local scale: Analyzing the coupled effects of hydrochemistry and biological activity in a Fe and CO₂ rich spring. *Science of the Total Environment*, 569-570, 700-715.
- Merz-Preiß, M., i Riding, R. (1999). Cyanobacterial tufa calcification in two freshwater streams: Ambient environment, chemical thresholds and biological processes. *Sedimentary Geology*, 126(1-4), 103-124.
- Minshall, G. W., Petersen, R. C., Cummins, K. W., Bott, T. L., Sedell, J. R., Cushing, C. E. i Nannote, R. L. (1983). Interbiome Comparison of Stream Ecosystem Dynamics. *Ecological Monographs*, 53(1), 1-25.
- Mora-Gómez, J., Elosegí, A., Duarte, S., Cássio, F., Pascoal, C., i Romani, A. M. (2016). Differences in the sensitivity of fungi and bacteria to season and invertebrates affect leaf litter decomposition in a Mediterranean stream. *FEMS Microbiology Ecology*, 92(8), 1-13.
- Mora Gómez, J. (2014). *Leaf litter decomposition in Mediterranean streams: microbial processes and responses to drought under current global change scenario* (Tesi doctoral). Recuperat de <http://hdl.handle.net/10803/285841>.
- Murphy, J., i Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36.
- París, C., i Beltran, J. F. A. i. (1976). Sobre la génesis de las aguas carbónicas de la Provincia de Gerona. *Acta Geológica Hispánica*, 11(5), 124-128.
- Petersen, R. C., i Cummins, K. W. (1974). Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4(4), 343-368.
- Romani, A. M., Artigas, J., Camacho, A., Graça, M. A. S. i Pascoal, C. La biota de los ríos: los microorganismos heterotróficos. En Elosegí, A., i Sabater, S. (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (1a ed., p. 169-218). Bilbao: Fundación BBVA.
- Serveis Tècnics de Recerca de la UdG. (2003). ICP-MS. Recuperat de [http://www2.udg.edu/Portals/86/STR/UAQ/Fitxa Espectrometria ICP-Masses.pdf](http://www2.udg.edu/Portals/86/STR/UAQ/Fitxa%20Espectrometria%20ICP-Masses.pdf).
- Shearer, C., i Webster, J. (1985). Aquatic hyphomycete communities in the River Teign I. Longitudinal distribution patterns. *Transactions of the British Mycological Society*, 84(3), 489-501.
- Shiraishi, F., Okumura, T., Takahashi, Y., i Kano, A. (2010). Influence of microbial photosynthesis on tufa stromatolite formation and ambient water chemistry, SW Japan. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(18), 5289-5304.
- Simon, K. S., Simon, M. A., i Benfield, E. F. (2009). Variation in ecosystem function in Appalachian streams along an acidity gradient. *Ecological Applications*, 19(5), 1147-1160.
- Snoeyink, V. L., i Jenkins, D. (1980). *Water chemistry* (1a ed.). Urbana: Wiley.
- Solé, L. (1946). Características hidrogeológicas de los manantiales carbónicos de Gerona llamados "Fonts Picants". *Annals de l'Institut d'Estudis Gironins*, 1, 236-269.
- Sridhar, K. R., i Bärlocher, F. (2011). Reproduction of aquatic hyphomycetes at low concentrations of Ca²⁺, Zn²⁺, Cu²⁺ and Cd²⁺. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(12), 2868-2873.
- Suberkropp, K., i Chauvet, E. (1995). Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology*, 76(5), 1433-1445.
- Webster, J.R. i Benfield, E. F. (1986). Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 567-594.
- Weishaar, J., Aiken, G., Bergamaschi, B., Fram, M., Fujii, R., i Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultra-violet absorbance as an indicator of the chemical content of dissolved organic carbon. *Environmental Science and Technology*, 37(20), 4702-4708.
- Zhang, D. Q., Hui, D. F., Luo, Y. Q., i Zhou, G. Y. (2008). Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology-Uk*, 1(2), 85-93.

APÈNDIX

Taula 5. Taula de dades amb el seguiment de totes les variables fisicoquímiques al llarg del temps. bdl = per sota del límit de detecció; - = valor no mesurat. Font: elaboració pròpia.

Punt (Distància (m))	Data mostreig	Conductivitat (mS/cm)	Temperatura (°C)	O ₂ dissolt		pH	Velocitat (m/s)	Alcalinitat (mequivalents/L)	Absorbància	IF	N-NH ₄ ⁺ (µg/L)	P-PO ₄ ²⁻ (µg/L)	P orgànic (µg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	S-SO ₄ ²⁻ (mg/L)
				%	mg/L												
1 (14,9)	07/12/2016	6,710	16,7	47,0	4,95	6,91	0,063	54,3	0,054	2,543	9,264	1,296	bdl	1783	1,363	0,819	104,3
	15/12/2016	6,670	16,5	53,2	5,31	6,93	-	53,1	0,076	2,840	10,527	0,668	2,320	1606	1,109	0,647	84,1
	21/12/2016	6,720	16,1	50,5	4,89	6,93	0,030	54,3	0,059	2,630	5,131	1,850	0,211	1786	1,048	0,641	82,9
	28/12/2016	6,740	16,6	64,0	6,30	6,74	-	53,3	0,228	3,025	13,282	0,866	0,927	1744	1,125	0,647	87,5
	09/01/2017	6,730	16,5	53,2	6,15	6,92	0,100	54,1	0,022	2,520	19,021	0,804	0,870	1828	1,053	0,000	85,7
	19/01/2017	6,690	16,5	44,7	4,49	6,82	-	54,1	0,077	2,404	18,792	0,685	0,742	1727	1,120	0,616	87,3
2 (28,1)	07/12/2016	6,670	15,9	84,0	8,50	7,42	0,060	48,1	0,020	2,750	5,935	1,652	bdl	1904	1,053	0,781	95,3
	15/12/2016	6,650	15,9	70,4	7,27	7,21	-	49,3	0,069	2,828	14,430	0,672	1,639	1844	1,031	0,609	97,3
	21/12/2016	6,700	16,6	80,2	8,03	7,43	0,060	48,7	0,075	2,524	8,001	3,150	bdl	1756	0,987	0,590	82,7
	28/12/2016	6,720	15,3	75,0	8,02	6,72	-	54,9	0,124	2,762	6,279	0,962	0,549	1900	0,976	0,578	86,3
	09/01/2017	6,700	15,0	69,4	7,68	7,24	0,027	52,7	0,035	2,405	14,430	1,327	0,268	1839	0,981	0,571	84,2
	19/01/2017	6,670	15,1	72,5	7,84	7,07	-	54,1	0,042	2,395	7,542	0,707	0,663	1856	0,987	0,590	84,8
3 (45,6)	07/12/2016	6,620	14,4	98,0	9,00	7,61	0,037	44,9	0,012	2,687	6,509	1,459	0,228	1972	0,943	0,590	90,5
	15/12/2016	6,590	15,3	90,1	9,14	7,45	-	47,3	0,025	2,656	27,861	0,360	1,582	1870	0,981	0,654	86,2
	21/12/2016	6,660	15,4	89,0	9,03	7,63	0,023	45,3	0,015	2,588	9,494	2,790	bdl	1846	0,965	0,609	82,6
	28/12/2016	6,680	14,5	82,0	8,44	6,68	-	53,3	0,020	3,184	5,017	1,261	0,149	1954	0,909	0,622	82,7
	09/01/2017	6,690	14,3	80,0	8,92	7,37	0,050	53,7	0,022	2,651	9,264	1,705	0,760	1863	0,976	0,578	84,2
	19/01/2017	6,690	13,8	86,3	9,67	7,34	-	51,5	0,031	2,388	15,807	0,584	0,967	1947	0,920	0,571	83,5
4 (56,6)	07/12/2016	6,550	13,5	100,0	10,42	7,78	0,047	40,1	0,006	2,236	9,608	1,850	bdl	2051	0,976	0,622	91,2
	15/12/2016	6,570	14,5	97,9	10,07	7,58	-	45,3	0,026	2,721	27,057	1,107	0,026	1864	1,009	0,660	89,8
	21/12/2016	6,580	14,6	98,1	9,93	7,77	0,020	46,7	0,013	2,597	7,772	1,604	bdl	1927	0,948	0,635	84,6
	28/12/2016	6,630	13,4	95,0	10,13	6,63	-	45,5	0,003	3,367	8,920	0,932	0,690	1931	0,920	0,660	80,8
	09/01/2017	6,630	13,2	95,6	11,01	7,41	0,023	50,1	0,013	2,784	10,412	0,879	0,844	1903	0,898	0,597	78,2
	19/01/2017	6,630	14,7	97,1	11,04	7,49	-	53,1	0,015	2,359	15,922	0,787	0,532	1809	0,987	0,641	79,1
5 (78,4)	07/12/2016	6,010	11,3	65,0	7,04	7,80	0,037	42,3	0,016	2,342	3,882	0,826	1,292	1929	0,976	0,933	92,5
	15/12/2016	6,090	11,5	72,7	7,58	7,86	-	44,7	0,030	2,512	11,904	0,866	0,703	1812	0,976	0,933	83,9
	21/12/2016	6,070	12,2	66,5	7,07	6,71	0,017	45,5	0,020	2,888	3,882	0,637	1,577	1970	0,887	0,844	82,6
	28/12/2016	6,150	8,3	75,0	8,51	6,15	-	44,5	0,002	3,233	3,882	0,927	0,839	1915	0,920	0,857	78,0
	09/01/2017	6,230	6,6	73,1	8,78	7,53	0,020	43,9	0,026	2,522	6,968	0,765	0,936	1950	0,943	0,838	84,9
	19/01/2017	6,150	4,4	89,5	10,23	7,70	-	45,5	0,017	2,479	4,443	0,536	1,169	1984	0,882	0,819	81,8

ESTUDI DE LA DESCOMPOSICIÓ DE LA FULLARACA I DE LA FÍSICOQUÍMICA DE L'AIGUA A LA FONT DE FERRO DE CAN VERDAGUER

Treball de Final de Grau - Curs 2016-2017

Taula 6. Taula de les dades de concentració de metalls en l'aigua de totes les rèpliques recollides durant els 6 mostrejos. bdl = per sota del límit de detecció; mv = manca de valor. Font: elaboració pròpia.

Punt (Distància (m))	Data mostreig	Al (ppb)	B (ppb)	Fe (ppb)	Mn (ppb)	Rb (ppb)	Sr (ppb)	Cr (ppb)	Co (ppb)	Ni (ppb)	Cu (ppb)	Zn (ppb)	As (ppb)	Cd (ppb)	Sn (ppb)	Sb (ppb)	Ba (ppb)
1 (14,9)	07/12/2016	186,451	1987,788	mv	536,681	70,518	1970,738	1,085	5,354	3,583	bdl	27,100	mv	0,021	0,031	0,032	148,142
	15/12/2016	161,556	2010,478	3722,768	467,411	45,708	1728,603	0,825	3,760	2,024	bdl	35,122	7,540	0,009	bdl	0,014	117,378
	21/12/2016	mv	1960,453	597,958	471,411	40,4405	1803,613	1,550	4,088	2,747	bdl	5,523	2,344	0,023	1,150	0,017	34,530
	28/12/2016	109,556	1635,023	94,3915	271,326	82,338	1359,113	0,207	2,711	0,712	bdl	4,783	2,224	0,013	0,008	0,000	40,202
	09/01/2017	91,631	1686,553	25,2565	0,623	23,283	701,378	0,314	0,105	bdl	10,470	2,340	1,882	0,030	0,079	0,023	13,866
	19/01/2017	217,381	1847,788	13215,338	484,841	97,053	1696,368	0,843	4,189	2,500	bdl	22,219	23,338	0,011	0,004	0,030	139,621
2 (28,1)	07/12/2016	161,971	1934,718	1418,248	487,781	35,773	1758,358	0,768	3,757	2,262	bdl	17,384	3,388	0,025	bdl	0,005	110,662
	15/12/2016	241,871	1825,548	325,138	376,031	32,123	1518,958	0,828	3,211	1,818	bdl	89,568	2,281	0,016	0,021	0,032	195,377
	21/12/2016	170,731	1762,478	81,054	327,531	100,383	1458,868	0,905	3,414	1,700	bdl	48,259	2,103	0,014	0,056	0,018	183,137
	28/12/2016	128,421	1718,398	87,734	10,241	33,678	775,058	0,921	0,130	0,303	bdl	38,180	2,111	0,017	0,069	0,018	117,895
	09/01/2017	195,521	1890,728	3343,908	486,831	32,793	1686,198	0,371	4,345	3,541	bdl	34,205	6,642	0,011	bdl	0,017	92,122
	19/01/2017	173,731	1994,148	1182,808	491,101	44,583	1805,928	0,792	4,074	1,912	bdl	51,539	3,428	0,006	bdl	0,023	142,320
3 (45,6)	07/12/2016	165,881	1878,768	72,809	412,761	130,758	1643,408	0,366	3,495	4,275	3,546	25,550	2,037	0,001	0,035	0,043	84,816
	15/12/2016	145,061	1831,898	58,589	345,551	92,133	1544,878	0,849	3,053	2,017	bdl	20,828	1,907	0,014	bdl	0,015	88,113
	21/12/2016	64,141	1673,408	63,769	0,3655	45,423	722,818	0,213	0,039	bdl	bdl	27,352	1,865	bdl	bdl	0,021	16,302
	28/12/2016	155,651	1877,848	4040,898	493,651	66,408	1732,298	0,950	4,379	2,624	bdl	65,234	8,820	0,015	0,022	0,021	178,632
	09/01/2017	135,171	1870,418	1332,198	472,291	62,088	1730,308	0,354	3,746	2,284	bdl	13,275	3,328	0,010	bdl	0,020	69,570
	19/01/2017	142,901	1880,098	324,608	439,931	51,758	1706,128	0,330	3,924	2,259	bdl	4,475	2,322	bdl	bdl	0,015	80,915
4 (56,6)	07/12/2016	142,121	1790,068	42,609	349,571	41,603	1541,618	0,326	3,011	1,923	bdl	19,521	1,727	0,021	bdl	0,012	95,759
	15/12/2016	99,591	1652,998	7,804	0,5155	72,038	823,598	0,306	0,468	0,060	bdl	35,556	1,434	0,005	bdl	0,016	113,491
	21/12/2016	160,451	1652,418	1239,228	154,001	mv	559,878	1,187	3,870	2,298	bdl	187,942	8,876	0,038	0,128	0,028	325,194
	28/12/2016	mv	1852,388	mv	548,221	mv	1305,658	mv	mv	mv	mv	76,927	mv	0,085	0,194	0,021	mv
	09/01/2017	143,181	1875,748	468,788	430,901	46,693	1681,878	0,289	3,296	2,223	bdl	1,293	2,552	0,000	bdl	0,003	43,625
	19/01/2017	171,161	1061,528	120,264	379,921	79,023	1596,428	0,978	3,350	2,301	bdl	28,049	2,213	0,015	0,001	0,030	118,317
5 (78,4)	07/12/2016	126,291	664,308	112,259	13,201	44,363	906,218	0,824	0,685	0,511	0,531	2,820	1,832	bdl	0,211	0,012	34,538
	15/12/2016	188,511	1965,898	3023,268	482,201	122,718	1712,728	1,069	3,949	2,334	bdl	133,618	7,425	0,023	0,084	0,020	218,533
	21/12/2016	138,251	1824,448	1242,698	467,901	55,358	1681,428	0,289	3,404	2,052	bdl	1,772	3,789	0,013	bdl	bdl	41,890
	28/12/2016	154,501	1886,958	528,238	447,651	154,338	1722,118	0,956	3,469	2,949	1,210	23,314	2,437	0,008	0,030	0,018	71,417
	09/01/2017	167,091	1813,408	74,949	366,581	34,118	1582,388	0,882	3,302	2,312	bdl	42,805	1,719	0,006	0,006	0,014	85,970
	19/01/2017	136,251	1649,678	310,738	15,191	47,278	808,758	0,377	0,424	1,924	11,021	17,008	1,835	bdl	0,157	0,018	72,277