

LES COMUNITATS DE DIATOMEES DE LA CONCA DE LA TORDERA

JOAN GOMÀ^{*}, ^{}**

^{*} Observatori de la Tordera

^{**} Departament de Biologia Vegetal, Centre Especial de Recerca d'Ecologia i Gestió de l'Aigua, Universitat de Barcelona

GOMÀ, J. (2008). «Les comunitats de diatomees de la conca de la Tordera». A: BOADA, M., MAYO, S. & MANEJA, R. [Cur.]. *Els sistemes socioecològics de la conca de la Tordera*. Barcelona: Institució Catalana d'Història Natural, p. 275-302. ISBN: 978-84-7283-983-0

Resum

Les diatomees són el grup d'algues més diversificat i amb més presència a les comunitats bentòniques dels rius. Aquest fet, juntament amb una fàcil manipulació per al seu estudi, les han fet uns organismes ideals per a avaluar la qualitat biològica de les aigües dels rius. A la conca de la Tordera hem fet un detallat estudi d'aquestes algues amb dos propòsits: conèixer la diversitat de les diatomees epilítiques i llur distribució i organització en comunitats, i també emprar-les com a indicadores de l'estat de les aigües de la conca.

En tota la conca s'han estudiat 23 punts, distribuïts tant a la Tordera com a les seves rieres afluent més importants. Un total de 8 mostres s'han dut a terme els estius i les primaveres des de l'any 2001. Les mostres s'han recollit i tractat seguint els protocols europeus i de l'ACA, realitzant-ne preparacions per a fer comptatges de les espècies de diatomees. A partir dels inventaris obtinguts s'han calculat els valors de l'índex IPS, un índex considerat indicador de la qualitat global i com el que millor avalua les aigües de les conques catalanes.

Durant aquest treball, s'han identificat un total de 153 tàxons de diatomees, 46 dels quals tenen una presència important en algun punt de la conca i en configuren les comunitats. Seran, endemés, les que determinaran els valors de l'índex de qualitat. Les comunitats de diatomees bentòniques de la conca de la Tordera van variar al llarg dels mostresjos, però s'observen comunitats establertes que es repeteixen, dominades per unes espècies concretes més o menys constants. En l'eix del riu Tordera i la riera d'Arbúcies, les comunitats de diatomees estan caracteritzades per espècies dominants que varien, com era d'esperar, en diferents trams dins l'eix longitudinal del riu. A la capçalera, les espècies dominants són *Achnanthydium subatomus*, *A. minutissimum* i *Gomphonema pumilum*, amb espècies acompanyants que esdevenen dominants aigües avall: *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Reimeria sinuata*, *Planothidium lanceolatum* i *Nitzschia dissipata*. En els trams mitjans i baixos, més pol·luïts, les comunitats varien força en la seva composició i les espècies més importants són *Nitzschia palea*, *N. capitata*, *N. amphibia* i *Gomphonema parvulum*; s'hi desenvolupen també les petites naviculàcies *Mayamea atomus* var. *permissis*, *Eolimna minima*, *E. subminuscula* i *Fistulifera saphrophiia*. Totes tolerants a la contaminació en menor o major grau.

Aquest esquema que més o menys es repeteix durant els anys mostresjats té indubtablement variacions entre anys. L'anàlisi de l'estabilitat de les comunitats mostra com l'estacionalitat és el principal factor de variacions de la comunitat: la causa és l'increment de nutrients, principalment el fòsfor, i de pol·luents dissolts a l'aigua a causa de la reducció de cabal a l'estiu respecte a la primavera. Aquest fet afavoreix el desenvolupament de les espècies tolerants. Les comunitats d'aigües oligotròfiques i eutròfiques són, però, les més estables, ja que es troben en condicions extremes, ja siguin bones o dolentes, que varien poc amb el temps.

La qualitat de les aigües de la conca de la Tordera mesurades amb l'índex IPS dona uns valors lògics: qualitats bones a les capçaleres, i un progressiu descens de la qualitat a mesura que la Tordera i la riera d'Arbúcies s'escolen i van passant per diverses poblacions de les seves valls. Els perfils dels valors són semblants en els dos períodes de mostreig, a l'estiu tendint a ser més baixos. No tots els punts mostren aquesta estacionalitat tan marcada. De nou les localitats amb condicions extremes, o molt netes o molt alterades, mantenen uns valors de qualitat estables en ambdues estacions. L'evolució de la qualitat de les aigües de la conca en els anys estudiats no mostra una

tendència clara a millorar o empitjorar; així, dins les variacions observades, la qualitat s'ha mantingut igual durant tot aquest temps.

Resumen

Las diatomeas son el grupo de algas más diversificado y con más presencia en las comunidades bentónicas de los ríos. Este hecho, junto a una fácil manipulación para su estudio, hace que sean unos organismos ideales para evaluar la calidad biológica de las aguas de los ríos. En la cuenca del Tordera hemos realizado un detallado estudio de estas algas con dos propósitos: conocer la diversidad de las diatomeas epilíticas así como su distribución y organización en comunidades, y también utilizarlas como indicadores del estado de las aguas de la cuenca.

En toda la cuenca se han estudiado 23 puntos, distribuidos tanto por el Tordera como en sus rieras afluentes más importantes. Un total de 8 muestreos se han realizado los veranos y las primaveras desde el año 2001. Las muestras se han recogido y tratado siguiendo los protocolos europeos y del ACA, realizando preparaciones para efectuar recuentos de las especies de diatomeas. A partir de los inventarios obtenidos, se han calculado los valores del índice IPS, un índice considerado indicador de la calidad global y como el que mejor evalúa las aguas de las cuencas catalanes.

Durante este trabajo se han identificado un total de 153 taxones de diatomeas, de los que 46 tienen una presencia importante en algún punto de la cuenca y definen las comunidades. Serán además las que determinarán los valores del índice de calidad. Las comunidades de diatomeas de la cuenca del Tordera variaron durante los muestreos, pero se observan comunidades establecidas que se repiten, dominadas por unas especies concretas más o menos constantes. En el río Tordera y la riera de Arbúcies, las comunidades de diatomeas están caracterizadas por especies dominantes que varían, como era de esperar, en diferentes tramos a lo largo del eje longitudinal del río. En cabecera, las especies dominantes son *Achnanthydium subatomus*, *A. minutissimum* y *Gomphonema pumilum*, con especies acompañantes que pasan a ser dominantes aguas abajo: *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Reimeria sinuata*, *Planothidium lanceolatum* y *Nitzschia dissipata*. En los tramos medios y bajos, más polucionados, las comunidades varían mucho en su composición, siendo las especies más importantes *Nitzschia palea*, *N. capitata*, *N. amphibia* y *Gomphonema parvulum*; también se desarrollan las pequeñas naviculáceas *Mayamea atomus* var. *permissis*, *Eolimna minima*, *E. subminuscula* y *Fistulifera saprophila*. Todas ellas tolerantes a la contaminación en mayor o menor medida.

Este esquema, que más o menos se repite durante los años muestreados, tiene indudablemente variaciones entre años. El análisis de la estabilidad de las comunidades muestra como la estacionalidad es el mayor factor de variación de la comunidad: la causa es el incremento de nutrientes, principalmente el fósforo, disueltos en el agua debido a la reducción de caudal en verano respecto a la primavera. Este hecho favorece el desarrollo de las especies tolerantes. Las comunidades de aguas oligotróficas y eutróficas son, no obstante, las más estables, ya que se hallan en condiciones extremas, ya sean buenas o malas, que varían poco con el tiempo.

La calidad de las aguas de la cuenca del Tordera medida con el índice IPS da unos valores lógicos. Calidades buenas en las cabeceras, y un progresivo descenso de la calidad a medida que el Tordera y la riera de Arbúcies fluyen y van pasando por diversas poblaciones de sus valles. Los perfiles de los valores son parecidos en los dos periodos de muestreo, en verano tendiendo a ser más bajos. No todos los puntos muestran esta estacionalidad tan marcada. De nuevo las localidades de condiciones extremas, ya sea muy

limpias o muy alteradas, mantienen unos valores de calidad estables en ambas estaciones. La evolución de la calidad de las aguas de la cuenca en los años estudiados no muestra una tendencia clara a mejorar o empeorar; así pues, dentro las variaciones observadas, la calidad se ha mantenido igual durante todo este periodo.

Abstract

Diatoms are the most diversified of the freshwater algae, and have the highest share in the river benthic communities. Due to these facts, together with being easy to manipulate when studying them, diatoms are perfect organisms to assess water biological quality in rivers. We have realized a detailed study of these algae from the Tordera basin with the aims: To know the epilithic diatoms diversity, their distribution and their organization into communities, and also to use them as bioindicators of the basin water quality.

We have studied 23 sites placed both in the Tordera, the main river, and in the most important tributaries. These sites have been sampled 8 times, springs and summers from 2001 to 2005. Samples have been taken and treated following the European and ACA's protocols, to realize slides to identify and count diatom species. From the species list we got, we calculated the IPS values. It is considered to be a global quality indicator, and the most fitted to assess the Catalan rivers.

A total of 153 taxa have been identified, 46 of them having an important share in some site. Thus, these species are dominating the communities and determine the quality index values. Diatom communities of the Tordera basin changed during the sampling period, but settled communities appear to be stable. These communities are dominated by several species more or less unchanging. At Tordera and Arbúcies rivers diatom populations are dominated by different species depending on the river stretch, as expected, following the longitudinal axis. Upstream dominant species were: *Achnanthydium subatomus*, *A. minutissimum* and *Gomphonema pumilum*, together with several other species with lower shares, that became dominant downstream: *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Reimeria sinuata*, *Planothidium lanceolatum* and *Nitzschia dissipata*. In the middle and lowland stretches, more polluted, the communities changed greatly in their specific composition. The species holding the greatest shares were: *Nitzschia palea*, *N. capitellata*, *N. amphibia* and *Gomphonema parvulum*, along with the small naviculaceas *Mayamea atomus* var. *permitis*, *Eolimna minima*, *E. subminuscula* and *Fistulifera saprophila*. All these taxa are pollution-resistant at certain degree.

This general outline had variations during the sampled years. Community stability analysis shows seasonality as the main variability factor. The cause is the nutrient, especially phosphorous, increase by concentration due to flow reduction in summer. This fact favoured pollution-resistant species growth. Oligotrophic and eutrophic waters communities are, though, the more stable ones as they live in extreme conditions, either good or bad, which barely change through time.

Water quality in the Tordera basin, calculated by means of the IPS, gave logical results. Good qualities upstreams and a progressive quality fall as the river waters flow down the valley. Values profiles are similar amongst season, but they are always lower in summer. Eventhough not all the sites had this marked seasonality. Again the sites with extreme quality conditions, either good or bad, kept stable quality values all year long. The evolution of water quality during the sampled years showed no clear improving nor worsen trends. Therefore, in general water quality of the basin has been the same all the study period long.

1. INTRODUCCIÓ

Els principals productors primaris dels rius són les algues (Margalef, 1983) i, d'entre elles, les diatomees són el grup més abundant i diversificat, i el més estès, es troben en tots els rius del món i en totes les condicions de tròfiques (Round *et al.*, 1990). Les diatomees poden viure sobre tots els substrats presents al llit del riu: els còdols, les roques, la sorra i altres vegetals (algues tal·loses, molses, plantes superiors) (Hoffmann, 1994). El creixement i desenvolupament de les poblacions de diatomees depèn de la temperatura, de la intensitat i les hores de llum i de les característiques hidràuliques i fisicoquímiques de l'aigua del riu. Les diferents espècies tenen òptims de creixement per a cada un d'aquests factors i rangs de tolerància (Van Damm *et al.*, 1994). Per tant, les variacions dels diferents paràmetres determinen les fluctuacions de les poblacions de diatomees, no tan sols en l'abundància total, sinó en la composició específica. A cada indret i temps, hi trobarem la comunitat que més bé s'adapta a les condicions del lloc i el moment.

La primera causa d'heterogeneïtat ambiental la trobem en el mateix recorregut del riu, de la capçalera a la desembocadura: les condicions ambientals van canviant progressivament, amb l'increment de cabal, la reducció de la velocitat, una major amplada, una menor cobertura del bosc de ribera... (Vannote *et al.*, 1980). Així mateix, els afluents de la conca tenen unes característiques diferents entre ells, i per tant contribueixen a l'increment d'heterogeneïtat a la conca. Una altre tipus de variació de les condicions del medi que es produeix de forma natural són les variacions estacionals i anuals, amb canvis de temperatura, de quantitat de llum i de cabal, principalment (Lampert i Sommer, 1993). A aquesta variabilitat natural cal afegir-li la que genera l'home i les seves activitats a la conca. Sovint els efectes d'aquestes activitats modifiquen d'una manera molt important força factors mediambientals, en especial les característiques hidrològiques i fisicoquímiques. Les primeres per extracció i desviament d'aigua i les segones per abocaments, que generalment comporten un increment més o menys accentuat de la quantitat de nutrients del riu (OECD, 1982; Vollenweider, 1968). Mentre que la variabilitat natural és assumida per les comunitats de diatomees, ja que s'hi han adaptat per la força de les repeticions (Palmer i Poff, 1997), la variabilitat d'origen antròpic sol suposar un estrès per a les comunitats, per la intensitat i per la irregularitat amb què s'introdueix.

Tota aquesta variabilitat, tant la natural com l'antròpica, genera una gran heterogeneïtat a la conca. Les poblacions de diatomees s'adapten a les condicions del lloc on viuen, i per tant tota aquesta heterogeneïtat ambiental és colonitzada per comunitats de diatomees igualment heterogènies (Poff i Ward, 1989; Hildrew i Giller, 1994). El present treball ha estudiat aquesta heterogeneïtat, altrament anomenada diversitat. Un dels objectius és, doncs, conèixer quines espècies de diatomees hi ha als rius de la conca de la Tordera, com es distribueixen i quines comunitats formen.

La capacitat de les poblacions d'adaptar-se a les condicions del lloc ha estat aprofitada per a mirar d'avaluar quines són aquestes condicions a partir de l'estudi de les comunitats de diatomees. És a dir, fer el camí a la inversa. Aquest és l'origen dels bioindicadors. Un altre dels objectius d'aquest treball és emprar les diatomees com a bioindicadors de la qualitat dels rius de la conca. L'enorme coneixement sobre l'ecologia de les espècies de diatomees, sobre els òptims de creixement i els rangs de tolerància per a molts dels factors ambientals, ha permès recórrer aquest camí a la inversa. És el treball que han fet els nombrosos índexs desenvolupats per mesurar la qualitat de l'aigua.

Inventariant la comunitat d'un punt del riu es pot mirar d'establir com són els factors ambientals de l'indret. Evidentment, no es pot aventurar un valor exacte de cada paràmetre, però es pot aproximar un estat medioambiental, en especial sobre els factors que són modificats antròpicament.

Les diatomees són emprades amb èxit des de fa uns quants anys per a fer el seguiment de la qualitat biològica dels rius del Japó, d'Europa i els dels Estats Units. Malgrat això, el procés per a l'optimització de les diatomees com a bioindicadors encara és en marxa (Prygiel *et al.*, 1999). A Europa, el major esforç en l'avaluació estadística i la intercalibració dels mètodes basats en les diatomees ha estat fet majoritàriament a França (Lecoite *et al.*, 1999), Alemanya (Coring, 1999), Suïssa (BUWAL, 2001), Àustria (Rott *et al.*, 2003) i la Gran Bretanya (Harding i Kelly, 1999). És a dir, al centre-nord d'Europa, amb una tipologia de rius específica de zones continentals o temperades humides. Els estudis duts a terme en rius de tipologia mediterrània són escadussers i molt menys exhaustius que els anteriors. En rius de la costa est d'Itàlia s'ha generat un índex de qualitat de l'aigua amb les diatomees i s'ha provat en diversos rius i diferents èpoques de l'any amb força èxit (Dell'Uomo, 1996; Grandoni i Dell'Uomo, 1996; Dell'Uomo i Grandoni, 1997). També en una petita conca de Grècia s'han emprat alguns dels índexs centreeuropeus (Montesanto *et al.*, 1999).

A Catalunya, els primers treballs que estudiaven la relació de les comunitats de diatomees amb les característiques de les aigües en què es desenvolupaven van ser els de Sabater i Tomàs a les conques del Llobregat (Sabater *et al.*, 1987; Tomàs i Sabater, 1985), en què analitzaven la relació de la qualitat de l'aigua amb les comunitats de diatomees i iniciaven l'estudi de la seva capacitat indicadora. Aquests treballs varen ser utilitzats posteriorment en la generació de diferents índexs, com a part de la base de dades d'informació ecològica de les diatomees a Europa. El darrer gran treball a Catalunya s'ha fet l'any 2002. Es va realitzar un estudi de totes les conques, en el qual es va posar a punt el protocol de mostreig i es va avaluar l'adequació de diversos índexs basats en les diatomees per a l'avaluació de la qualitat de l'aigua dels rius de Catalunya. Part dels resultats d'aquest gran treball han sortit publicats (Gomà *et al.*, 2004; Tornés *et al.*, 2007). I recentment ha sortit el protocol de l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA, 2006), que pretén ser l'obra de referència per a la utilització de les diatomees com a indicadores de la qualitat als nostres rius.

2. METODOLOGIA

2.1. PUNTS MOSTREJATS

En tota la conca s'han estudiat 23 punts, distribuïts tant a la Tordera com a les seves rieres afluent. Al llarg del riu Tordera hi ha 14 punts de mostreig, 4 més distribuïts per la riera d'Arbúcies, i els altres cinc se situen en les parts finals de les rieres de Vallgorguina, Gualba, Fuirosos, Breda i Santa Coloma (figura 1).

Un total de 8 mostreigs s'han dut a terme els estius i les primaveres des de l'any 2001. S'han fet dos mostreigs a l'any a fi de no tenir una sola visió puntual de les comu-

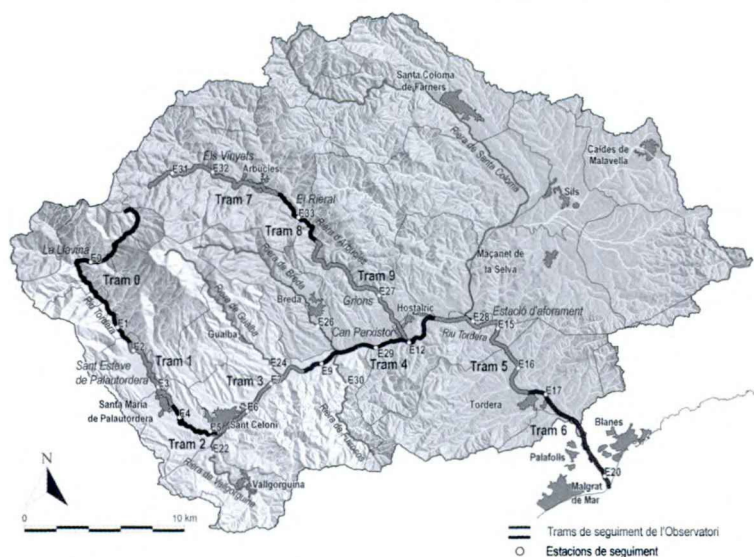


FIGURA 1. Punts de mostreig de diatomees de la conca de la Tordera.

nitats de diatomees i de la qualitat de l'aigua que se'n pot concloure. Les raons per triar aquests dos períodes de l'any són, pel que fa a la primavera, perquè és l'època de màxim creixement dels vegetals, i per tant de les diatomees, i pel que fa a l'estiu, perquè és quan més alt és el nivell de pol·lució de les aigües a causa de l'estiatge dels cursos fluvials, que fa incrementar la concentració dels contaminants per disminució de cabal. No tots els punts han estat mostrejats tots els anys: els punts aigües amunt de la riera d'Arbúcies només ho han estat els dos darrers anys d'estudi, així com el punt E2 de la Tordera.

2.2. RECOL·LECCIÓ DE MOSTRES DE DIATOMEES

Per a realitzar aquest estudi és necessària la recol·lecció d'una comunitat bentònica de diatomees madura i ben estructurada. Les comunitats que reuneixen aquestes característiques són les que se situen a les zones més estables (substrats immòbils del riu), malgrat les avingudes. Per això es recomanable mostrear en pedres prou grans a fi que no siguin arrossegades sovint i que estiguin ben colonitzades per diatomees. A més, les pedres han d'estar situades on el corrent d'aigua és màxim, defugint les zones on l'aigua està quieta o els rabeigs. També és important que el punt de mostreig estigui ben il·luminat, si és possible, que no hi hagi ombra del bosc de ribera. No hi ha d'haver cap altre recobriment algal més que el format per les mateixes diatomees, ja que les macroalgues podrien alterar la qualitat de la llum que rep la comunitat i modificar-ne l'espectre específic o afavorir la presència de determinades espècies epifítiques que poden alterar la puntuació de l'índex de qualitat de l'aigua. Es raspalla la pedra amb un raspall de dents i s'aboca el contingut dins un flascó de vidre. Cada mostra s'ha fixat amb formaldehid al 4 % per evitar la modificació de la composició de la comunitat de diatomees per la possible reproducció diferencial de les espècies recollides (Kelly *et al.*, 1998).

2.3. PREPARACIÓ DE MOSTRES DE DIATOMEES

Per a l'estudi de les diatomees és necessari un tractament de les mostres que ens permeti observar amb detall l'estructura i les ornamentacions del frústul, en les quals es basa la taxonomia d'aquest grup d'algues. Per aconseguir-ho, es fa un tractament amb aigua oxigenada de 110 volums (càustica), amb la finalitat d'eliminar la matèria orgànica de la mostra i obtenir frústuls nets, aprofitant-ne la natura silícica, que és indiferent a aquest tractament. S'aplica també 1 ml d'àcid clorhídric al 35 % per eliminar les possibles sals carbonatades que podrien precipitar i interferir en l'observació de la mostra. Es munten preparacions de frústuls amb la resina NaphraxO.

Tant el protocol de recollida com el del tractament i muntatge de les mostres per a la seva observació són els establerts per l'ACA (2006) i la Comisió Europea de Normalització (CEN, 2002 i 2003).

2.4. IDENTIFICACIÓ DE LES DIATOMEES

Per a treballar amb les diatomees, s'ha utilitzat un microscopi òptic Leitz amb Nomarski i contrast de fases. Per a la identificació s'ha treballat amb les monografies següents: Krammer i Lange-Bertalot (1985, 1986, 1988, 1991*a* i 1991*b*), Krammer (1997), Lange-Bertalot (1996, 1999 i 2001) i Prygiel i Coste (2000).

2.5. ÍNDEX DE POL·LUSENSIBILITAT (IPS)

El càlcul del valor de l'índex de qualitat de l'aigua s'ha portat a terme amb el programari Omnidia, un software àmpliament utilitzat a Bèlgica, Luxemburg i França (Lecoite *et al.*, 1993). El programa consta d'una base de dades en la qual s'enregistren més de nou mil entrades. A cada espècie se li assignen també les característiques ecològiques com el pH, la salinitat i nutrients, a partir de dades bibliogràfiques (Van Dam *et al.*, 1994; Lange-Bertalot, 1979; Hofmann, 1994; Håkansson, 1993; Dennys, 1991). Un cop s'obté l'inventari d'espècies d'una localitat concreta, se'n calcula la freqüència relativa i s'introdueix en el programa. L'índex emprat per al treball ha estat l'IPS. Ha estat triat perquè es considera l'índex que millor expressa la qualitat de les aigües de les conques catalanes (Gomà *et al.*, 2004; ACA, 2006) i perquè és un índex de qualitat «global». Això vol dir que valora l'estat de les aigües de forma general, i no centrant-se en tipus de contaminació concreta com fan altres índexs com els de Sladeček (1986) i Watanabe (1990), ambdós mètodes sapròbics, és a dir, que avaluen la pol·lució orgànica, o el TDI de Kelly i Whitton (1995), que avalua el nivell d'eutrofització, més concretament el nivell de fosfats.

L'IPS (índex de pol·lusensibilitat) va ser generat per Coste (CEMAGREF, 1982) a partir de més de 3.000 inventaris i té en compte més de 2.500 tàxons en el seu càlcul. L'índex es basa en l'equació de mitjanes ponderades de Zelinka i Marvan (1961), que té la forma bàsica:

$$\text{índex} = \frac{\sum_{j=1}^{n_1} a_j s_j v_j}{\sum_{j=1}^{n_2} a_j s_j}$$

On a_j = abundància relativa d'una espècie; s_j = factor de ponderació; v = valor indicador.

L'índex es basa en la puntuació que té cada tàxon (a nivell d'espècie) respecte a diferents categories de qualitat de l'aigua. Les puntuacions de cada espècie s'han elaborat a partir de bases de dades preexistents a tot Europa en què per a cada tàxon es coneix la seva amplitud ecològica, ja que s'han tingut en compte la major part de paràmetres fisicoquímics relacionats amb les pertorbacions aquàtiques (temperatura, pH, conductivitat, oxigen dissolt, DBO, DQO, nitrogen total, amoni, nitrats, nitrats, fosfats i clorurs). A partir d'aquestes dades s'ha calculat, per a cada tàxon, una probabilitat de trobar-lo en una situació ecològica determinada, valor que s'introdueix a la fórmula (v). En general, s'introdueix a la fórmula un factor de ponderació (s), ja que hi ha tàxons d'ampli espectre ecològic que són poc indicadors. El rang de valors en què els índexs expressen els resultats va de 0 a 20, essent 0 la pitjor qualitat i 20 la puntuació que expressa una millor qualitat. Per fer-ho més entenedor i gràficament més representable, aquest rang de valors s'ha dividit en cinc categories de qualitat (taula 1).

TAULA 1. Equivalents dels valors dels índexs IPS i les cinc categories de qualitat de l'aigua.

<i>Qualitat de l'aigua</i>	<i>Molt bona</i>	<i>Bona</i>	<i>Mediocre</i>	<i>Dolenta</i>	<i>Molt dolenta</i>
Valors índex (i)	$i \geq 17$	$17 > i \geq 13$	$13 > i \geq 9$	$9 > i \geq 5$	$i < 5$

3. RESULTATS

3.1. COMUNITATS DE DIATOMEES

En els quatre mostratges fets a la conca de la Tordera s'han descrit un total de 153 tàxons de diatomees epilítiques (taula 2). D'aquests, n'hi ha 46 que tenen una presència important, més d'un 5 % d'abundància relativa com a mínim en algun punt mostrejat a la conca en algun període. Aquestes espècies són les que definiran majoritàriament la composició de les comunitats i determinaran en gran mesura els valors dels índexs de qualitat de l'aigua. Hi ha un grup de 41 tàxons que tenen abundàncies d'entre el 5 i l'1 % en algun punt de mostratge en algun dels períodes mostrejats. Aquests tàxons també influiran, ja en molt menor mesura, en el valor dels índexs de qualitat, i la seva presència en la comunitat pot ajudar a definir les condicions de l'aigua. Finalment, hem descrit 66 tàxons que tenen una presència inferior a l'1 % allà on s'han trobat. Aquests no afectaran els càlculs de qualitat biològica de les aigües. Tenen, per descomptat, un gran interès florístic, ja que formen part de la biodiversitat de la biocenosi de la conca de la Tordera.

3.1.1. Comunitats

A causa del mostreig realitzat, enfocat a la utilització de les diatomees com a bioindicadores, s'han recollit només comunitats de diatomees epilítiques. Al riu podem

TAULA 2. Llista dels tàxons trobats a la Tordera separats en tres grups segons la seva abundància màxima en almenys un punt.

Més del 5 %

Achnanthes atomus Hustedt
Achnanthes subhudsonis Hustedt
Achnantheidium biasolettianum (Grunow) Lange-Bertalot
Achnantheidium minutissimum (Kützing) Czarnecki
Achnantheidium subatomus (Hustedt) Lange-Bertalot
Amphora pediculus (Kützing) Grunow
Cocconeis placentula Ehrenberg var. *pseudolineata* Geitler
Cocconeis placentula var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow
Cocconeis placentula var. *lineata* (Ehrenberg) VanHeurck
Craticula halofila (Grunow) Mann
Cyclotella meneghiniana Kützing
Eolimna minima (Grunow) Lange-Bertalot
Eolimna subminuscula (Manguin) Moser, Lange-Bertalot i Metzeltin
Fistulifera saprophila (Lange-Bertalot i Bonik) Lange-Bertalot
Fragilaria construens (Ehrenberg) Grunow
Geissleria acceptata (Hustedt) Lange-Bertalot i Metzeltin
Geissleria decussis (Ostrup) Lange-Bertalot i Metzeltin
Gomphonema angustum Agardh
Gomphonema micropus Kützing
Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing
Gomphonema pumilum (Grunow) Reichardt i Lange-Bertalot
Gomphonema tergestinum Fricke
Mayamaea atomus var. *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot
Melosira varians Agardh
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot
Navicula gregaria Donkin
Navicula schroeteri Meister
Navicula veneta Kützing
Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg var. *rostellata* (Kützing) Cleve
Nitzschia amphibia Grunow
Nitzschia dissipata (Kützing) Grunow
Nitzschia fonticola Grunow
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow
Nitzschia inconspicua Grunow
Nitzschia palea (Kützing) Smith
Nitzschia pusilla (Kützing) Grunow
Nitzschia solita Hustedt
Planothidium ellipticum (Cleve) Round i Bukhtiyarova
Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
Planothidium lanceolatum (Brebisson) Lange-Bertalot
Reimeria sinuata (Gregory) Kociolek i Stoermer
Rhoicosphenia abbreviata (Agardh) Lange-Bertalot
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowsky
Sellaphora seminulum (Grunow) Mann
Staurosira elliptica (Schumann) Williams i Round
Ulnaria ulna (Nitzsch.) Compère

Entre el 5 i l'1 %

Amphora montana Krasske
Amphora veneta Kützing
Caloneis bacillum (Grunow) Cleve
Cocconeis pediculus Ehrenberg
Craticula cuspidata (Kützing) Mann

Craticula molestiformis (Hustedt) Lange-Bertalot
Cymbella affinis Kützing
Denticula tenuis Kützing
Encyonema minutum (Hilse) Mann
Encyonema reichardtii (Krammer) Mann
Encyonema silesiacum (Bleisch) Mann
Fragilaria capucina Desmazieres
Fragilaria capucina Desmazieres var. *vaucheriae* (Kützing) Lange-Bertalot
Geissleria ignota (Krasske) Lange-Bertalot i Metzeltin
Gomphonema minutum (Agardh) Agardh
Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson
Luticola goeppertiana (Bleisch) Mann
Navicula antonii Lange-Bertalot
Navicula arvensis Hustedt
Navicula cincta (Ehrenberg) Ralfs
Navicula cryptocephala Kützing
Navicula menisculus Schumann
Navicula menisculus Schumann var. *grunowii* Lange-Bertalot
Navicula molestiformis Hustedt
Navicula reichardtiana Lange-Bertalot
Navicula subalpina Reichardt
Navicula subrhynchocephala Hustedt
Navicula tripunctata (Müller) Bory
Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg
Navicula wildii Lange-Bertalot
Nitzschia archibaldii Lange-Bertalot
Nitzschia capitellata Hustedt
Nitzschia communis Rabenhorst
Nitzschia desertorum Hustedt
Nitzschia linearis (Agardh) Smith
Nitzschia paleacea (Grunow) Grunow
Nitzschia recta Hantzsch
Pinnularia microstauron (Ehrenberg) Cleve var. *brebissonii* (Kützing) Mayer
Planothidium rostratum (Oestrup) Lange-Bertalot
Tryblionella apiculata Gregory

Menys de l'1 %

Achnanthes daonensis Lange-Bertalot
Achnanthes hungarica Grunow
Adlafia bryophila (Petersen) Moser Lange-Bertalot i Metzeltin
Amphipleura pellucida Kützing
Amphora inariensis Krammer
Amphora libyca Ehrenberg
Amphora ovalis (Kützing) Kützing
Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen
Bacillaria paxillifera (Müller) Hendey
Caloneis amphishaena (Bory) Cleve
Craticula accomoda (Hustedt) Mann
Cyclotella ocellata Pantocsek
Cyclotella pseudostelligera Hustedt
Cymatopleura solea (Brébisson) Smith
Cymbella amphicephala Naegeli
Cymbella excisa Kützing
Cymbella mesiana Cholnoky
Diadesmis confervacea Kützing
Diadesmis gallica var. *perpusilla* (Grunow) Lange-Bertalot

TAULA 2. Llista dels tàxons trobats a la Tordera separats en tres grups segons la seva abundància màxima en almenys un punt. (Continuació)

<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing
<i>Diatoma vulgaris</i> Bory
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing
<i>Encyonopsis cesatii</i> (Rabenhorst) Krammer
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer
<i>Epithemia cistula</i> (Ehrenberg) Ralfs
<i>Eunotia arcus</i> Ehrenberg
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle i Mann
<i>Fallacia subhamulata</i> (Grunow) Mann
<i>Gomphonema minuta</i> (Stone) Kociolek i Stoermer
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst
<i>Gomphonema lateripunctatum</i> Reichardt i Lange-Bertalot
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin i Witkowski
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin i Wirtkowski
<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Round i Bukhtiyarova
<i>Kolbesia ploenensis</i> (Hustedt) Kingston
<i>Kolbesia ploenensis</i> Hustedt
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain
<i>Navicula decussis</i> Oestrup
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg
<i>Navicula radiosa</i> Kützing
<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot
<i>Naviculadicta protracta</i> (Grunow) Cleve
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) Smith
<i>Nitzschia angustata</i> Grunow
<i>Nitzschia angustatula</i> Lange-Bertalot
<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs
<i>Nitzschia denticula</i> Grunow
<i>Nitzschia elegantula</i> Grunow
<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow
<i>Nitzschia sinuata</i> (Thwaites) Grunow var. <i>delognei</i> (Grunow) Lange-Bertalot
<i>Nitzschia sinuata</i> (Thwaites) Grunow var. <i>tabellaria</i> Grunow
<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero i Ferrario
<i>Surirella angusta</i> Kützing
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer i Lange-Bertalot
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer i Lange-Bertalot
<i>Tryblionella levidensis</i> (Smith)

tobar diatomees en diversos ambients: sobre els sediments (epipsammon), sobre d'altres vegetals (epifiton) o entre les masses d'algues surants (plòcon) (Margalef, 1983). N'hi trobem també entre les moltes, aquestes sovint espècies aerofítiques (Van Damm *et al.*, 1994). La diversitat és, doncs, molt més elevada que la que presentem aquí. En aquest treball descriurem i analitzarem les comunitats de diatomees exclusivament epilítiques.

La distribució d'aquestes espècies, i de les comunitats que formen, és evidentment diferent en els punts de la conca mostrejats, en funció de les característiques del riu,

principalment de la fisicoquímica de l'aigua. Les comunitats de diatomees bentòniques de la conca de la Tordera van variar al llarg dels mostrejos, però s'observen comunitats establertes que es repeteixen, dominades per unes espècies concretes més o menys constants. Per a la Tordera, posem com a exemple les comunitats de l'any 2003 (figura 2 a i b). En general, els tàxons identificats són característics de rius de muntanya silicica mitjana i baixa mediterrània, d'aigües gens calcàries. Al punt E0, però, hi trobem algunes espècies característiques d'alta muntanya, com *Meridion circulare*, *Karayevia clevei*, *Achnanthydium biasoletianum* i *Cocconeis placentula* var. *pseudolineata*, però no en determinen la comunitat, car no són abundants.

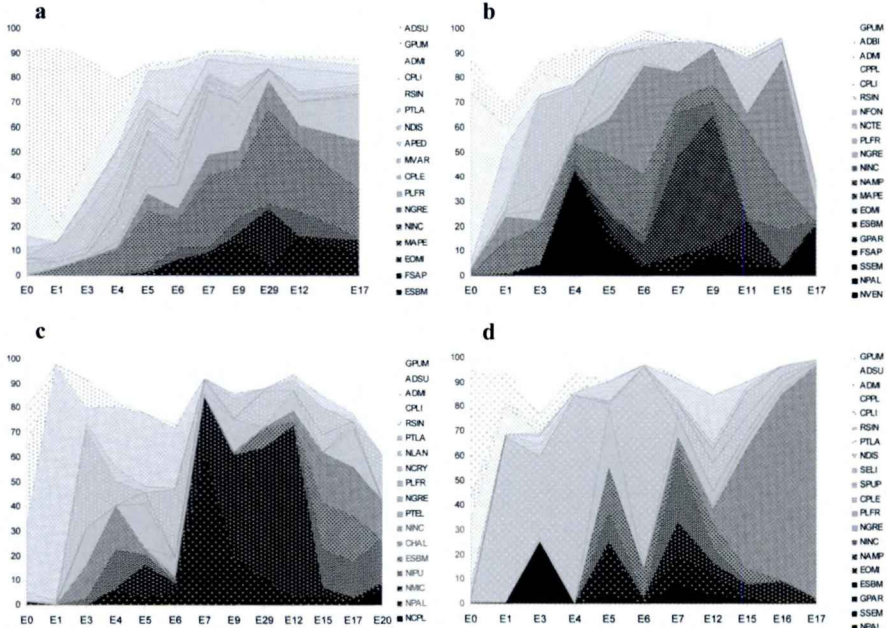


FIGURA 2. Distribució de les abundàncies relatives de les espècies més abundants a la Tordera. Primavera 2003 (a), estiu 2003 (b), primavera 2002 (c) i estiu 2004 (d).

En l'eix del riu Tordera, les comunitats de diatomees estan caracteritzades per espècies dominants que varien en diferents trams. Als primers punts, E0, E1 i E3, són *Achnanthydium subatomus*, *A. minutissimum* i *Gomphonema pumilum* les que en caracteritzen la comunitat. Són espècies que es troben en rius d'alta i mitjana muntanya i que els agraden les aigües netes i amb una certa velocitat. Quan els nutrients s'incrementen solen perdre competitivitat: és per això que, malgrat que les trobem també riu avall, ja no hi són dominants. Aquestes espècies perden presència relativa a la comunitat els estius, en benefici d'espècies que són dominants aigües avall. A la capçalera, també hi trobem d'altres espècies acompanyants com *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Reimeria sinuata*, *Planothydium lanceolatum* i *Nitzschia dissipata*. Aquestes espècies esdevenen dominants durant les primaveres en les localitats dels punts E3, E4 i E5. Als estius, l'abundància relativa d'aquestes espècies és menor, en favor d'espècies que es troben aigües avall.

En el punt E6, passat Sant Celoni, també les trobem, però a partir d'aquí la influència de la pol·lució desplaça aquestes espècies i en fa aparèixer d'altres que es faran domi-

nants: són les espècies tolerants a diferents graus de contaminació i que determinen les comunitats del punt E6. També a vegades determinen les de l'E5, quan la contaminació en aquest punt és alta, com en els períodes estivals. Les primeres espècies a aparèixer són *Navicula gregaria*, *Planotidium frequentissimum* i *Nitzschia inconspicua*. Quan el grau d'alteració ja és superior, la comunitat de diatomees passa a ser dominada per espècies més tolerants com *Nitzschia palea*, *N. capitelata*, *N. amphibia* i *Gomphonema parvulum*, i també per les petites naviculàcies *Mayamea atomus* var. *permitis*, *Eolimna minima*, *E. subminuscula* i *Fistulifera saphophila*. Aquestes espècies es reparteixen el domini de les comunitats en els diferents períodes mostrejats, preferentment en el tram mitjà de la Tordera, que possiblement és el més afectat per la pol·lució.

Algunes d'aquestes espècies apareixen ja en punts d'aigües amunt, indicant que hi ha alguna pertorbació, però feble. En els punts menys contaminats del tram mitjà i especialment del tram final de la Tordera sempre apareixen de nou, ara com a acompanyants, les espècies dominants d'aigües amunt, dels punts E3 a E5, que tornen a desenvolupar-se.

Aquest esquema, que més o menys es repeteix durant els anys mostrejats, té indubtablement variacions. Com a exemple, mostrem l'estiu del 2004 i la primavera del 2002 (figura 2 c). En aquesta darrera veiem com aquest canvi progressiu en les espècies dominants a l'eix del riu va ser més sobtat a partir del punt E7, després de la depuradora de Sant Celoni, on dues espècies, *Nitzschia palea* i *N. pusilla*, dominaren la comunitat amb més del 70 % d'abundància relativa fins al punt de mostreig E12, a Hostalric. A l'estiu del 2004 (figura 2 d) també dues espècies tingueren un creixement de més del 70 % d'abundància en trams llargs del riu: *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, una espècie que tolera situacions d'eutròfia amb nivells no gaire elevats de matèria orgànica, sempre present a diversos punts de la conca, però mai dominant tret d'aquell estiu, en el qual va desplaçar els tàxons habituals en la part alta i mitjana de la Tordera, i *Nitzschia inconspicua*, que va fer el mateix a la part final del riu, arribant fins i tot a més d'un 90 % d'abundància relativa.

Els tàxons amb abundàncies superiors al 5 % que trobem a la riera d'Arbúcies són els mateixos que a la Tordera; tan sols ens n'apareixen tres de nous, *Achnanthes atomus*, *Rhoicosphenia abbreviata* i *Gomphonema micropus*. Aquí les comunitats són molt més semblants en els quatre períodes estudiats (figura 3). Els dos punts de capçalera estan poblats per *Gomphonema pumilum*, *Achnanthidium subatomus* i *A. minutissimum*, acompanyats per *Cocconeis placentula* var. *pseudolineata* i *A. atomus*, totes espècies d'aigües oligotròfiques i amb poques pertorbacions. En el següent punt, l'E32, ja després d'Arbúcies, la comunitat encara està constituïda per aquestes espècies, però han disminuït molt llur presència relativa. Comparteixen espai amb *Gomphonema micropus*, *Nitzschia inconspicua* i *Amphora pediculus* (aquesta sobretot a l'estiu), totes elles tolerants a la presència de nutrients en major o menor grau. I finalment al tram final de la riera les espècies dominants canvien de nou i són les més tolerants a la pertorbació les que s'hi desenvolupen, amb comunitats semblants als indrets contaminats de la Tordera, en especial amb petites naviculàcies: *Mayamea atomus* var. *permitis*, *Fistulifera saphophila*, i *Eolimna subminuscula*.

La resta de rieres afluentes presenten una diversitat de comunitats força elevada, sent força diferents entre elles i fins i tot entre mostrejos en una mateixa riera, si bé, les espècies més abundants continuen sent les mateixes que a la Tordera i a la riera d'Arbúcies.

Cal remarcar, dins del vessant més florístic de l'estudi, la troballa de tres espècies al·lòctones, identificades per primer cop a la conca de la Tordera, una de les quals és

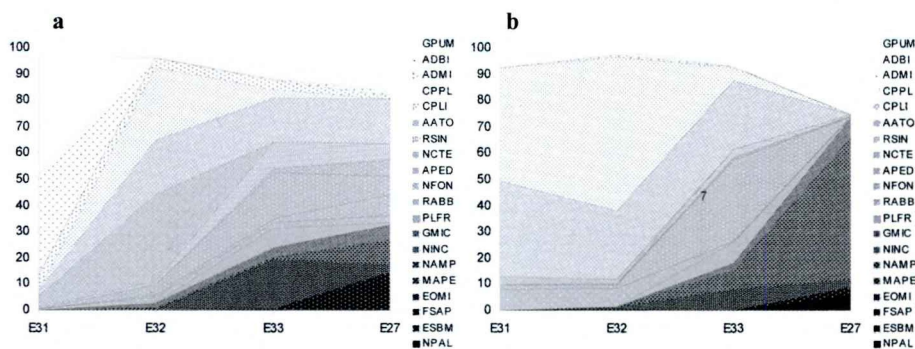


FIGURA 3. Distribució de les abundàncies relatives de les espècies més abundants a la riera d'Arbúcies. Primavera (a) i estiu (b) de 2005.

considerada invasiva (Coste i Ector 2000): *Achnanthes subhudsonis* Hustedt. Es tracta d'un tàxon descrit inicialment a l'Àfrica oriental i distribuït també per l'Àsia meridional. S'ha trobat recentment al massís central de França i a Galícia, on s'ha observat un clar caràcter invasiu, amb gran capacitat d'expansió. A la conca de la Tordera, s'ha trobat a la part alta del curs principal, als punts E0, E1, E3 i E5, en diversos mostresos del 2004 i el 2006. També s'ha localitzat el 2006 per primera vegada a la riera d'Arbúcies. Tret del punt E1, on l'abundància oscil·la entre el 2 % i el 6 %, en els altres inventaris té una presència testimonial. Aparentment és una espècie de rius de conca silícia poc pertorbats, malgrat que resisteix bé la pol·lució.

El segon tàxon al·lòcton és *Diademsis confervacea* Kützing. Es tracta d'una diatomea originària de regions tropicals (Okuno, 1974), a la qual agraden les aigües amb càrrega de matèria orgànica. A Europa, s'havia trobat en basses i aqüaris de diversos jardins botànics a principis de segle. Darrerament s'ha anat trobant a força rius de França i d'Itàlia, sempre per sota del Loira i amb les majors poblacions a l'estiu. A Catalunya s'ha observat al riu Sec. A la Tordera, s'ha trobat als punts E7 i E17 en la campanya d'estiu del 2004, de forma testimonial, ja que no supera el 0,3 % d'abundància relativa. Els llocs on s'ha trobat encaixen amb la seva ecologia: llocs amb contaminació orgànica i temperatures suaus, en especial a l'estiu.

Finalment, als anys 2005 i 2006, s'ha localitzat *Gomphoneis minuta* (Stone) Kociolek i Stoermer, al darrer punt (E27) de la riera d'Arbúcies (2005) i a la riera de Gualba (E24), amb abundàncies testimonials. Per aquest fet i per haver-se localitzat en punts diferents els dos anys, es pot considerar que encara no es pot definir com a espècie invasiva de la conca. Es tracta d'una espècie de grans dimensions originària del nord del continent americà i altament invasiva. Als rius del sud i del centre de França està àmpliament distribuïda. Especialment abundant a les capçaleres de la Tet i la Garona, va fer el salt cap al vessant sud dels Pirineus i a finals dels anys noranta es va localitzar a la capçalera del Segre i del Ter (Gomà i Sabater, *com. pers.*).

3.1.2. Estabilitat de les comunitats

Com hem vist, la composició i l'abundància relativa de les espècies de les comunitats de diatomees és força variable. Les poblacions naturals tenen una certa persistència

i resistència als canvis; de fet, l'objectiu de tot organisme és estar al màxim de temps possible en un indret, és a dir, tenir una estabilitat al llarg del temps (Pimm, 1984). Però quan les condicions canvien el seu desenvolupament pot ser afectat i pot disminuir la seva presència o desaparèixer. Per tal de conèixer quines localitats són més estables, i quins són els factors que intervenen en la variabilitat de les comunitats de diatomees, hem establert una mesura de la variabilitat de les comunitats.

La mesura triada per mostrar la variabilitat en el temps entre comunitats és l'índex de similitud de Bray-Curtis (Bray-Curtis, 1957). Aquest índex compara les semblances entre dos inventaris, tenint en compte l'abundància de cada tàxon. Aquest mètric és emprat habitualment per comparar similituds entre comunitats de rius (Hawkins i Norris, 2000). Valors alts de l'índex indiquen una elevada semblança entre els inventaris, i, per tant, estabilitat durant el període que els separa, mentre que valors baixos indiquen grans diferències entre les comunitats comparades. S'ha calculat aquest índex per a cada parella d'inventaris d'estiu i primavera d'un mateix any i d'una mateixa localitat, per veure la variabilitat estacional. I també s'ha calculat la similitud entre parelles d'inventaris d'una mateixa localitat i d'una mateixa estació, estiu o primavera, d'anys consecutius, per analitzar l'estabilitat anual.

Les mitjanes dels valors de similitud estacional a la conca de la Tordera es mostren a les figures 4 a i b. Els inventaris que menys van variar entre la primavera i l'estiu van ser els de la capçalera de la Tordera, de la riera de Fuirosos i de la de Breda. El punt E29 de la Tordera té un valor elevat de similitud, però només es basa en un any. Les comunitats més canviant entre primavera i estiu van ser les de la Tordera entre Sant Esteve de Palautordera i Sant Celoni, junt amb les rieres de Vallgorguina i de Santa Coloma.

Pel que fa a la variabilitat anual, els resultats són menys clars i força canviant entre èpoques de l'any. A l'estiu, les localitats amb comunitats menys estables tornen a ser a la Tordera al seu pas pels dos municipis de Palautordera, i els més estables al tram fi-

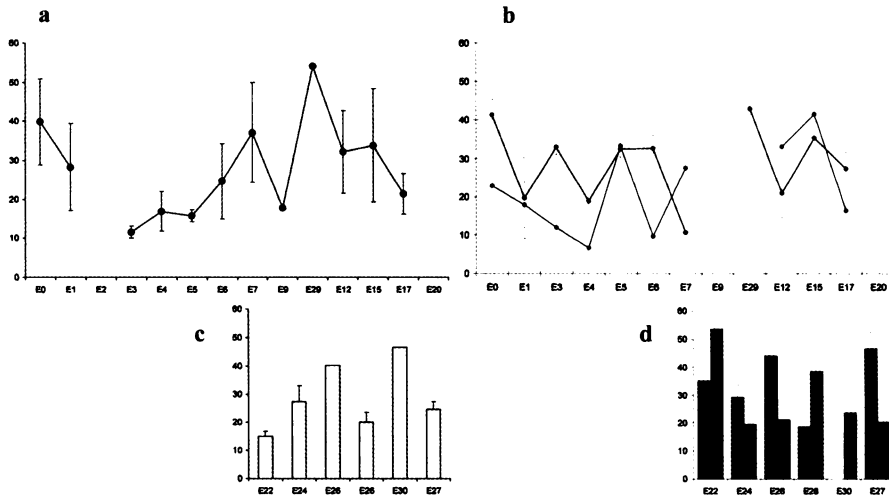


FIGURA 4. Valors mitjans i desviació estàndard per a tots els anys de mostreig dels valors de similitud de Bray-Curtis entre inventaris d'un mateix any de la Tordera (a) i les rieres afluentes (b), i entre parelles d'inventaris d'una mateixa època d'anys consecutius de la Tordera (c) i les rieres afluentes (d) (Gris: estiu; negre: primavera).

nal, junt amb Vallgorguina i Santa Coloma. En canvi, a la primavera, els valors de similitud es mouen dins el rang 20-40, sense una clara distribució a la conca. En general, els valors per a la primavera són més elevats que per a l'estiu.

Aquesta mesura de variabilitat entre comunitats la confrontem amb els factors que creiem que poden ser inductors de variabilitat de les poblacions de diatomees, com són l'eutròfia i el cabal (Pérez-Fuentetaja, 1996; Persson *et al.*, 2001). També hi contrastem l'efecte de la diversitat, considerat un factor estabilitzador de les comunitats (Valone i Hoffman, 2003; Cottingham *et al.*, 2001). Els valors de similitud obtinguts, els correlacionem amb els valors del paràmetre ambiental de la primera data dels dos períodes comparats, ja que considerem que és aquest el valor que afectarà la comunitat, i no el valor de la data final. El nombre de punts obtinguts no ha estat el de totes les localitats en tots els períodes, ja que cada localitat seca eliminava la possibilitat d'aconseguir un valor de similitud.

La correlació dels valors de similitud estacional amb la concentració de fosfats mostra una relació unimodal. Les comunitats de diatomees són més estables en concentracions molt baixes i molt altes de fosfats, i són molt variables en concentracions mitjanes de fosfats (figura 5a). Amb el cabal, la relació obtinguda és logarítmica: a major cabal més inestabilitat de la comunitat, i a menor cabal més estabilitat, si bé a cabals baixos també trobem comunitats variables (Figura 5c). Hem volgut conèixer la relació dels valors de similitud amb els valors d'IPS, prenent aquest com a indicador de la qualitat «global» de l'aigua, com hem explicat que és considerat aquest índex. La correlació és unimodal, i són més similars les comunitats de llocs amb valors de l'IPS extrems, tant de molt bona qualitat com de dolenta. I en les localitats amb un IPS de qualitat mediocre, les diferències entre les comunitats són majors (figura 5b). La diversitat mostra una relació unimodal amb l'estabilitat: les comunitats que tenien una diversitat molt baixa o molt alta eren més variables en el temps. La relació és, però, feble, en el sentit que una diversitat mitjana no assegurava l'estabilitat (figura 5d).

En comparar els valors de similitud anual amb la concentració de fòsfor i els valors de l'IPS no obtenim cap relació clara. Amb el cabal hi ha una correlació logarítmica de nou, però amb una relació molt més feble que amb les dades estacionals (figura 5).

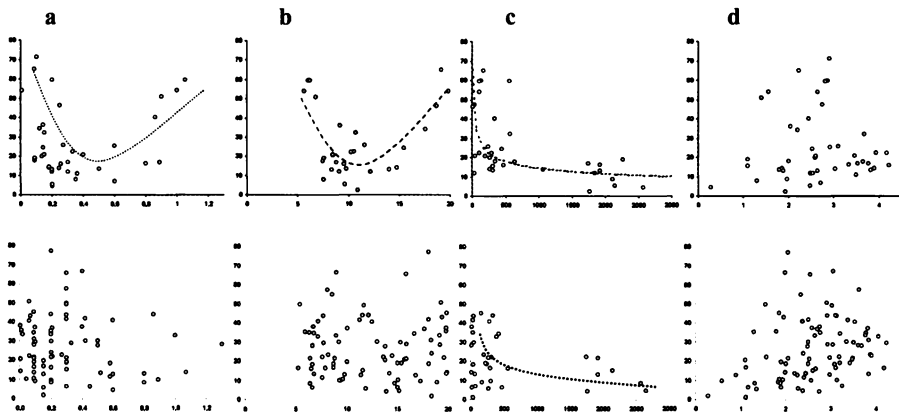


FIGURA 5. Relació dels valors de l'índex de similitud de Bray-Curtis amb la concentració de fosfats (a), l'índex IPS (b), el cabal (c) i la diversitat (d). Rengle superior: similitud estacional. Rengle inferior: similitud anual.

La diversitat mostra de nou aquesta relació amb la similitud: en les localitats amb comunitats que parteixen d'una diversitat baixa o alta, la variabilitat entre anys és sempre elevada, no hi trobem comunitats estables. A mesura que la diversitat va cap a valors mitjans, trobem més i més localitats amb similituds progressivament més elevades. En aquest rang de valors, però, també trobem localitats inestables.

3.2. QUALITAT DE L'AIGUA

3.2.1. Índexs

El càlcul dels valors de l'índex IPS ens dona una valoració de la qualitat biològica de les aigües de la conca. A la figura 6 es mostren els valors mitjans obtinguts per a tots els punts durant tots els anys d'estudi, separats en les dues èpoques de mostreig, primavera i estiu. Els valors més alts, on millor qualitat tenen les aigües, són els punts de capçalera de la Tordera, de la riera d'Arbúcies i de la riera de Fuirosos (E30). Punts que donen aquests valors en ambdós períodes i que els han tingut durant tots els anys mostrejats. La riera de Vallgorguina també presenta una molt bona qualitat a les primaveres, però als estius baixa molt, fins a un valor mitjà de 8.

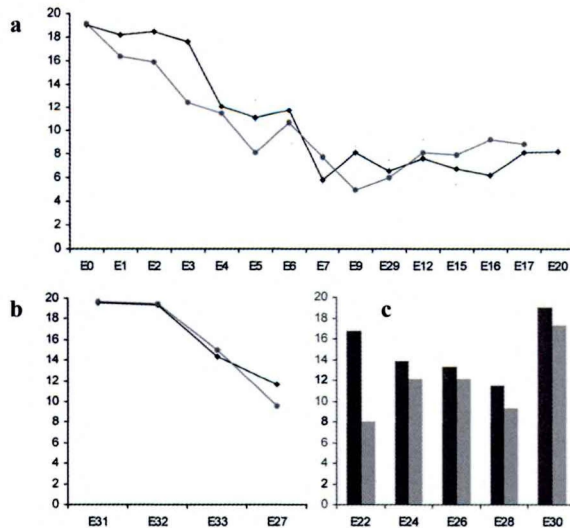


FIGURA. 6. Evolució dels valors mitjans i desviació estàndard de l'índex IPS a la conca de la Tordera. La Tordera (a), la riera d'Arbúcies (b) i les rieres (c). (Gris clar: estiu; gris fosc: primavera).

A la Tordera, els valors baixen progressivament a mesura que ens allunyem de la capçalera, en especial a l'estiu. A la primavera, la bona qualitat expressada per l'IPS es manté fins a Sant Esteve de Palautordera (punt E3), i hi ha un descens brusc fins a Santa Maria de Palautordera (E4). D'aquí fins a Sant Celoni (E6), les aigües es mantenen en valors al voltant de 12, una mica menys els estius. En aquests punts, les diferències de qualitat entre anys són les més accentuades de la conca, com mostren els valors de des-

viació estàndard. Entre Sant Celoni i Gualba (E7), hi ha una forta baixada de la qualitat. És en aquest punt on s'han trobat els valors més baixos de l'índex, arribant a 2,5 la primavera del 2002, i a 6,6 l'estiu del 2005. També als punts següents trobem valors molt baixos en algun moment: l'E9 i l'E29 són valorats amb un 5 els estius de 2003 i 2004. D'aquest punt en avall, la Tordera manté uns nivells de qualitat baixos, superiors a aquest mínim assolit, però sense superar en cap moment un IPS de 10, ja fins al mar. En aquest tram, no hi ha diferències de qualitat entre estiu i primavera, i els valors són els més constants.

La riera d'Arbúcies, en els dos anys mostrejats, segueix una dinàmica semblant de pèrdua de qualitat de l'aigua a mesura que ens desplaçem aigües avall, després de passar per la vila d'Arbúcies. En general, el pitjor punt (E27) no va arribar a la mala qualitat de la Tordera, amb una mitjana del 11,7 a la primavera i de 9,9 a l'estiu. Puntualment, però, va arribar fins a un mínim de 6,6 la primavera del 2004.

Les rieres afluentes, a excepció de la ja comentada riera de Fuirosos, estan entre la qualitat mediocre i bona, amb valors entre 13 i 12, amb poca variació entre primavera i estiu, tret, com hem dit, de la gran diferència que presenta Vallgorguina. La riera de Santa Coloma (E28) té valors mitjans una mica més baixos, entre 11 a la primavera i 9 a l'estiu.

La distribució de les classes de qualitat de l'aigua segons l'IPS varia força en funció de l'estació de l'any mostrejada (figura 7). La principal diferència és l'increment de punts en les categories bona i molt bona les primaveres respecte als estius. Localitats

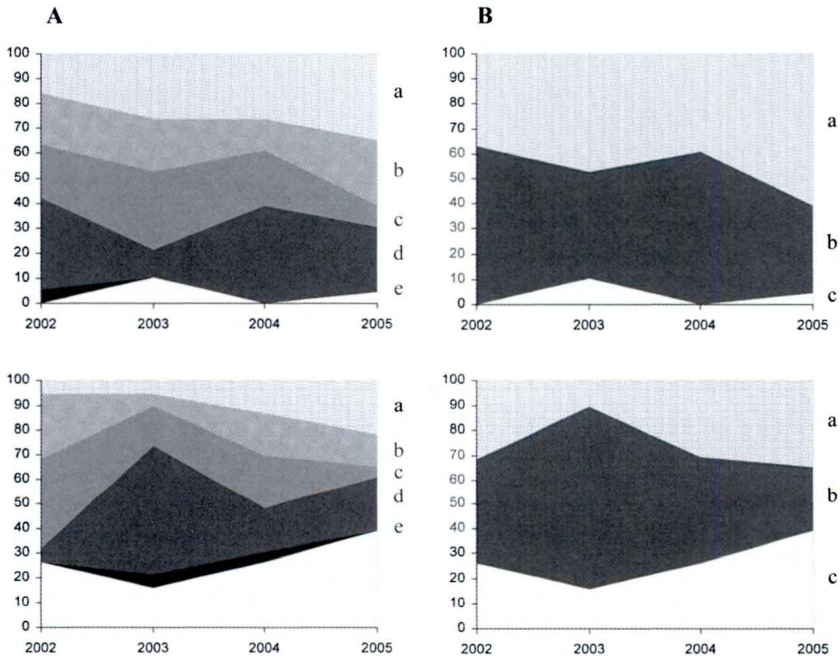


FIGURA 7. A) Distribució de les classes de qualitat de l'aigua obtingudes amb l'IPS a la conca de la Tordera per a tots els anys de mostreig (a: molt bo; b: bo; c: mediocre ; d: dolent ; e: molt dolent ; blanc: sec). B) Proporció de localitats amb qualitat acceptable (a), amb qualitat no acceptable (c) i localitats seques. (Gràfics de dalt, primaveres; gràfics de sota, estius).

classificades dins la categoria molt dolenta són testimonials, però la proporció de localitats en estat dolent és força elevat: sovint és la categoria amb més proporció de punts.

3.2.2. Evolució temporal de la qualitat

Ja hem vist una evolució general de la qualitat de l'aigua de tota la conca (figures 6 i 7) al llarg dels anys de mostreig. Ara ens ho mirarem de més a prop: quins punts han millorat i quins han empitjorat, en quina mesura i quan ho han fet. Comparem, doncs, els valors de l'IPS de cada estació de mostreig amb l'any precedent, i en concret amb el valor de la mateixa època de l'any, per tal d'evitar l'estacionalitat que hem vist que hi ha.

A la figura 8 es mostren els resultats. Pel que fa a la Tordera, el que primer s'aprecia és que són els punts del tram mitjà, a partir de l'E4, els que tenen majors variacions entre anys, malgrat que les estacions E5 i E7 s'han mantingut bastant constants entre anys. En canvi, els trams de capçalera i final no han variat gaire en aquests anys. Aquest fet es dona tant a l'estiu com a la primavera. El que no hi ha és una clara tendència a la millora o a l'empitjorament de la qualitat. Així, a les primaveres entre el 2002 i el 2003, i entre el 2004 i el 2005, el riu va millorar en la majoria de punts, però entre el 2003 i el 2004, en general, va empitjorar. En canvi, a l'estiu és el 2003 respecte al 2002 quan la majoria de punts empitjoren i els altres anys milloren. Tampoc no s'aprecia que en cap període de l'any la variabilitat de la qualitat sigui més accentuada que en l'altre. Si bé el punt E4 té les variacions més fortes a l'estiu, són igualment importants a la primavera.

Pel que fa a la riera d'Arbúcies, només hi ha la comparativa entre l'any 2004 i el 2005, ja que es va començar a mostrejar el 2004. De nou els punts de capçalera es mantenen constants entre els dos anys i els punts E33 i E27 són els que han variat. A la primavera del 2005 la qualitat va millorar i a l'estiu va empitjorar respecte a l'any anterior.

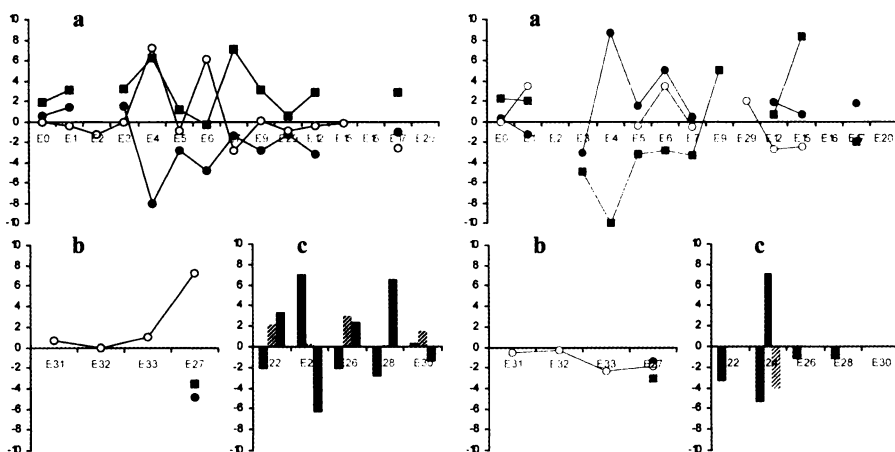


FIGURA 8. Diferència dels valors de l'IPS entre anys per a la mateixa estació (primavera: esquerre; estiu: dreta) de cada punt de mostreig de la conca de la Tordera. a: la Tordera, b: riera d'Arbúcies, c: rieres. (Quadrats plens/ratllat gris: Diferències entre 2002 i 2003. Cercles plens/llis: Diferències entre els anys 2003 i 2004. Cercles blancs/ratllat blanc: Diferències entre els anys 2004 i 2005).

Les rieres tenen un comportament poc homogeneïtzable, però cal destacar fortes variacions de la qualitat entre primaveres en algun moment en totes les rieres, tret de Fuirosos (E30). També cal enlloc de al remarcar la riera de Gualba (E24) com la que presenta majors variacions interanuals de la seva qualitat, tant entre primaveres com entre estius. La suposada estabilitat de la qualitat de les rieres a l'estiu no és tal, sinó que la quantitat de punts trobats secs en diversos anys fa que hi manquin força resultats.

3.2.3. Estacionalitat de la qualitat

Com s'ha vist, la comunitat d'algues pot variar força al llarg de l'any seguint l'estacionalitat dels factors medioambientals. I que sovint els agents pertorbadors, en especial l'eutròfia, també varien estacionalment. Això es reflecteix en variacions dels valors de l'índex. Per això es va decidir fer més d'un mostreig per any, intentant copsar aquest fet. Es va triar la primavera perquè és l'època de més bonança per al creixement de les algues, i l'estiu perquè és el període d'estrès hídric a la conca i, per tant, quan més concentrats estan els soluts en l'aigua dels rius. L'anàlisi de les dades obtingudes amb l'IPS mostra diferències entre els valors d'una estació i l'altra; per exemple, ja hem comentat que a l'estiu la qualitat sol ser menor en nombroses estacions. En aquest apartat, volem analitzar més en detall com és d'accentuada aquesta estacionalitat, i també si és igual pertot o hi ha localitats on és més important.

Per aprofundir en el coneixement de la variació estacional de la qualitat de l'aigua, hem comparat els valors de l'IPS entre la primavera i l'estiu. A la figura 9 apareix la mitjana de les diferències, en valor absolut, entre els valors d'IPS de primavera i d'estiu de tots els anys de mostreig per a cada punt mostrejat. També es mostra la desviació estàndard de cada valor. Cal destacar que els llocs trobats secs en alguna de les estacions, generalment durant els mostrejos d'estiu, redueixen els valors per fer la comparativa, fet que passa en els punts E2, E9 i E16 de la Tordera i a la riera de Fuirosos (E30), d'on només es va poder calcular la variació en un any.

Dels resultats obtinguts, veiem que hi ha força diferències entre localitats dels rius. Pel que fa a les diferències entre trams dels rius, es veu com les localitats de capçalera de la Tordera i de la riera d'Arbúcies són les que presenten menys diferències; de fet, mantenen la mateixa qualitat en ambdós períodes de l'any. La major estacionalitat la presenta el tram comprès entre les estacions E3 i E9 de la Tordera. Al tram final de la Tordera, hi ha una certa estacionalitat, però no gaire accentuada. En l'últim punt de la riera d'Arbúcies i a les altres rieres en general també hi ha una estacionalitat moderada,

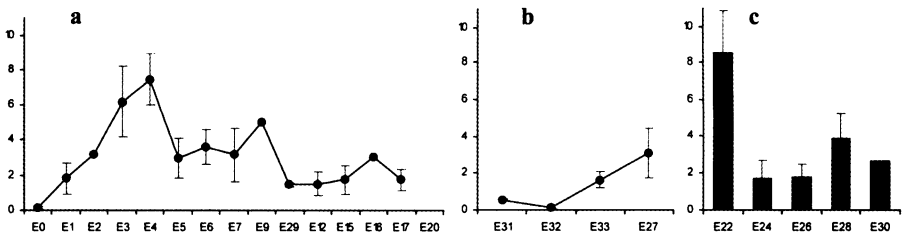


FIGURA. 9. Mitjana i desviació estàndard de les diferències absolutes dels valors de l'IPS de primavera i estiu de cada estació de mostreig de la conca de la Tordera. a. la Tordera, b: riera d'Arbúcies, c: rieres.

tret de la riera de Vallgorguina (E22), on es donen les majors diferències estacionals de tota la conca.

Comparant la variabilitat estacional amb l'estat de qualitat, mesurada com a categories de l'IPS, observem que hi ha una relació unimodal (figura 10). Les localitats que mantenen un valor de qualitat semblant a la primavera i a l'estiu eren tant les de millor qualitat com les de pitjor qualitat, mentre que les localitats de qualitat mitjana són les que presenten diferències més grans en els valors de qualitat de l'aigua.

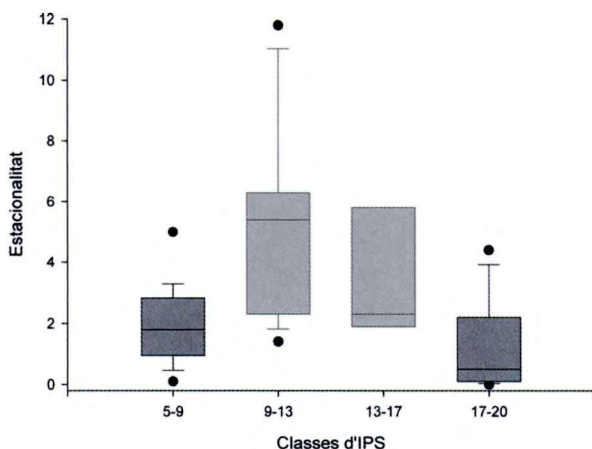


FIGURA. 10. Distribució de l'estacionalitat per classes de qualitat de l'aigua. (Línia: mitjana, caixa: 25-75 percentil; barres: 10-90 percentil; punts: extrems).

4. DISCUSSIÓ I CONCLUSIONS

La conca de la Tordera presenta una flora diatomològica força àmplia, com ho demostren les 153 espècies trobades, si bé només es tracta de les diatomees epilítiques. Per tant, únicament hem analitzat un ambient concret i una part de la diversitat d'aquest grup d'algues. La diversitat de diatomees als rius i rieres de la conca és de segur molt més elevada.

El conjunt d'espècies presents a la Tordera és més o menys constant, sobretot les més abundants; fet esperable, ja que la conca de la Tordera és força homogènia pel que fa a la geologia, el principal factor en la distribució d'espècies (Potapova i Charles, 2002, 2003). Les comunitats que viuen a la Tordera mantenen una distribució més o menys constant al llarg del temps, si bé hi ha sempre variacions, a vegades força importants. La primera causa de variacions és l'estacionalitat, la variació entre estiu i primavera. A l'estiu, les comunitats de condicions més pertorbades, en concret per increment dels nutrients, s'escampen més al llarg del riu i passen a dominar o a tenir una major importància relativa en un major nombre de punts, en especial aigües amunt. Així, espècies com *Nitzschia palea*, *Eolimna minima*, *E. subminuscua*, *Fistulifera saprophila* i *Nitzschia inconspicua* passen a estar presents a gairebé tots els punts de la Tordera i de

la majoria de les rieres i a incrementar llur abundància relativa. Tot això va en detriment de les espècies menys resistents a l'eutròfia, com *Achnanthydium minutissimum*, *Gomphonema pumilum*, *Cocconeis placentula* var. *linearis* i *Reimeria sinuata*, que perden la preponderància primaveral del tram superior i la part inicial del mitjà. I a la Tordera es veuen recloses gairebé exclusivament als punts E0 i E1. Aquest major desenvolupament de les espècies més tolerants també es dona al tram final del riu, on apareixen, però com a acompanyants, espècies que són dominants a la primavera als punts E3 a E5. Aquest fet ens indica que si aquesta part del riu (tram final) no tingués les aigües tan depauperades, la comunitat de diatomees epilítiques probablement estaria composta per aquestes espècies, o hi tindrien un paper més important.

Pel que fa a les espècies al·lòctones, caldrà estar atents a la seva evolució, car *A. subhudsonis* ha estat descrita com a invasiva i *D. confervacea* és suggerida per Coste i Ector (2000) com un indicador de l'escalfament de les aigües dels rius de la regió temperada, és a dir, la nostra. En els mostrejos del 2005 no van ser observades.

Com hem vist, la variabilitat estacional de les comunitats és deguda a dos factors que varien entre primavera i estiu: la concentració de fòsfor i el cabal, fet que corrobora el que comentàvem sobre les diferències entre la composició i l'abundància relativa de les espècies entre una època i l'altra. El fòsfor, com a indicador d'eutròfia, presenta una relació unimodal amb l'estabilitat de les poblacions. Les comunitats oligotròfiques i les eutròfiques són més estables perquè el nombre d'espècies adaptades a aquestes condicions són poques i, per tant, es redueix la competència. Quan la concentració de nutrients és mitjana ens trobem en terreny de tots i de ningú: nombroses espècies tenen capacitat de viure en aquests nivells de nutrients i per tant, la competència és important i els desplaçaments d'unes espècies per d'altres més habitual. També la condició de mesotròfia en si mateixa és més inestable que les d'oligotròfia i eutròfia, en què les concentracions de nutrients són més estables. Aquesta inestabilitat implica fluctuacions que actuaran com a petites perturbacions sobre la comunitat, on d'entre les nombroses espècies que comparteixen unes prendran avantatge de la nova condició, fins que una nova variació de nutrients les desfavoreixi per d'altres. El cabal és també un clar factor inestabilitzador, amb efectes a partir d'un cert llindar, com mostra la relació logarítmica. L'efecte mecànic que exerceix aquest sobre les comunitats, bé per la força de l'aigua o per les partícules arrossegades, introdueix perturbació per induir la competència entre les espècies i els conseqüents canvis de dominàncies.

La curiositat de contrastar l'estat de les aigües amb l'estabilitat, mesurat amb l'IPS, ens dona un resultat semblant al del fòsfor: les comunitats són més estables quan la qualitat de l'aigua és molt bona o molt dolenta. Sovint les localitats en aquests estats solen ser estables en el temps pel que fa als paràmetres ambientals. Les de qualitat molt bona solen ser indrets sense cap perturbació, o amb molt baixa freqüència de perturbacions, i les de mala qualitat tenen una perturbació que podríem anomenar constant, i per tant, estable. Això implica que les diatomees troben ambients estables que donen poc joc a les espècies no dominants per intentar fer-se un lloc desplaçant les altres. Tot al contrari que les localitats amb valors mitjans de l'IPS, fet que indica que el riu pateix alguna mena de perturbació, que canvia les condicions ambientals i pot afavorir el desenvolupament d'alguna espècie poc abundant que canviarà la composició de la comunitat. La variabilitat anual no ha presentat relació ni amb el fòsfor ni amb l'IPS, i la relació amb el cabal era molt més feble, probablement perquè la diferència de temps és molt gran i els valors dels paràmetres contrastats distaven massa per ser els que definien o influenciaven la dinàmica de la comunitat.

Pel que fa a la diversitat, a la qual a priori se li otorga un paper estabilitzador (Valone *et al.*, 2003), en el nostre cas no és així. A majors diversitats no assolim els màxims valors de similitud. És amb valors intermedis de diversitat entre 2 i 3 que s'assoleixen els valors màxims de similitud. Tampoc no queda clar que una diversitat mitjana confereixi estabilitat a la comunitat, ja que en aquests mateixos valors mitjans de diversitat hi ha comunitats amb valors molt baixos de similitud. La manca de diversitat sí que confereix menys estabilitat a les comunitats (Cottingham *et al.*, 2001). Aquesta relació també es dona amb l'estabilitat anual, fet que li dona consistència. Sembla, doncs, que els nostres resultats s'afegeixen a la discussió que hi ha actualment sobre quin paper juga la diversitat de les comunitats sobre llur estabilitat (McCann, 2000).

La qualitat de les aigües de la conca de la Tordera mesurades amb l'índex IPS dona uns valors lògics: qualitats bones a les capçaleres, i un progressiu descens de la qualitat a mesura que la Tordera i la riera d'Arbúcies s'escolen i van passant per diverses poblacions de les seves valls. Els perfils dels valors són semblants en els dos períodes de mostreig, a l'estiu tendint a ser més baixos. Quan analitzem les proporcions de punts en les diferents categories de qualitat, cal tenir en compte que a l'estiu hi ha una part prou important de punts secs, i que els dos últims anys s'hi van afegir 3 localitats de la riera d'Arbúcies, de bona qualitat. Aquests fets fan que les dades siguin de mal comparar i resulti difícil extreure'n conclusions fiables. Malgrat això, una ullada a la figura 7b, on es representa la distribució dels punts en funció de si superen o no el llindar de qualitat acceptable, ens mostra com hi ha una lleugera tendència a incrementar la proporció de punts de qualitat acceptable, si bé les proporcions són gairebé estables entre els anys. Es fa de nou evident l'estacionalitat de la qualitat de les aigües, que empitjoren sempre a l'estiu. Una tendència ben visible és la dels punts trobats secs, que s'ha anat incrementant indefectiblement. Quan mirem més en detall l'evolució de la qualitat en aquests anys de seguiment, però, veiem que la qualitat biològica de l'aigua no hi té una tendència clara a millorar o empitjorar (figura 8), és a dir, que, en general, amb fluctuacions localitzades en el temps i en l'espai, la qualitat biològica determinada per les diatomees s'ha mantingut igual. D'aquestes fluctuacions localitzades, les més grans es van donar al tram mitjà de la Tordera, mentre que a la capçalera i al tram final, la classe de qualitat es mantenia d'un any per l'altre.

Finalment, l'anàlisi amb més detall de la diferència estacional de la qualitat mostra com aquesta es dona de forma clara en certs indrets de la conca, mentre que és menys evident o no s'arriba a donar en d'altres punts. Sembla que les localitats amb una qualitat de l'aigua extrema, tant per bona com per dolenta, són les que mantenen una qualitat més constant entre la primavera i l'estiu (figura 10). Això és probablement degut al fet que els llocs de millor qualitat, com són les capçaleres de la Tordera i de la riera d'Arbúcies i el punt de la riera de Fuirosos, mantenen aquesta qualitat constant al llarg de tot l'any. Igualment s'esdevé en els punts de pitjor qualitat, com els punts finals de la Tordera o la riera de Breda, que són fortament alterats continuament i tant si es mostra a la primavera com a l'estiu la comunitat mostra un molt mal estat. En canvi, els punts amb una pertorbació moderada sovint pateixen fluctuacions en el grau de pertorbació, que varia al llarg de les estacions de l'any, associat a canvis com la variació de cabal o els vessaments. En aquests punts, els valors de qualitat que mostraran les comunitats de diatomees poden variar segons l'època de mostreig en funció de l'estat en què s'hagin trobat.

Aquesta variabilitat estacional dels valors de l'IPS indica que la qualitat biològica de l'aigua dels rius de la conca de la Tordera és diferent en funció de l'època de mostreig. Aquest és un fet que s'ha de tenir en compte a l'hora de fer un seguiment d'aquesta qualitat. En especial per decidir la freqüència anual del mostreig, ja que, com es desprèn d'aquests resultats, es pot perdre molta informació si es mostreja poques vegades a l'any. Fins i tot, si es decideix fer només un mostreig a l'any, s'ha de saber triar el més idoni en funció de la localitat. Així, pel que fa als punts de capçalera, aquest fet no té gaire importància, però en els trams mitjans la informació que s'obtingui pot variar enormement.

BIBLIOGRAFIA

- ACA (Agència Catalana de l'Aigua) (2006). BIORI. *Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius*. Barcelona. 89 p.
- BRAY J. R.; J. T. CURTIS (1957). «An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin». *Ecological Monographs*, 27, p. 325-349.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (2001). «Methoden zur Untersuchung und Berteilung der Fliessgewässer. Kieselalgen Stufe F (flächendeckend)», *Cd-ROM*. Berna. Suïssa.
- CAMBRA, J.; SABATER, S.; TOMÁS, X. (1991). «Diatom check-list from Catalanian countries (Eastern Spain)». *Bulletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, núm. 8, p. 5-39.
- CEMAGREF (1982). «Étude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux». Informe. Division Qualité des Eaux Lyon - Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Pierre-Benite, 28 p.
- CEN (2002). «Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters». Comissió Europea per a la Normalització /TC 230. 12 p.
- CEN (2003). «Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers». Comissió Europea per a la Normalització /TC 230, EN 13946. 14 p.
- CORING, E. (1999). «Situation and developments of algal (diatom)-based techniques for monitoring rivers in Germany» A: PRYGIEL J.; WHITTON B. A.; BUKOWSKA J. (ed.), *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, p.122-127.
- COSTE, M.; ECTOR, L. (2000) «Diatomées invasives exotiques ou rares en France: principales observations effectuées au cours des dernières décennies». *Systematics and Geography of Plants*, 70, p. 373-400.
- COTTINGHAM, K. L.; BROWN, B. L.; LENNON, J. T. (2001). «Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems». *Ecology Letters* 4, p. 72-85.
- DELL'UOMO, A. (1996). «Assesment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses». A: WHITTON B. A.; ROTT E. (ed.). *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Institut für Botanik. Universität Innsbruck, Innsbruck; p. 65-72.
- DELL'UOMO, A.; GRANDONI, P. (1997). «Diatomee e qualità dell'acqua: Biomonitoraggio del fiume Sentino (Bacino del fiume Esino, Marche)». *S It E Atti*, núm. 18, p. 445-448.
- DENNYS, L. (1991). «A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of Western Belgian coastal plain with survey of their apparent ecological requirements. I- Introduction,

- ecological code and complete list», Ministère des Affaires Économiques – Service Géologique de Belgique. 41 p.
- GOMÀ, J.; ORTIZ, R.; CAMBRA, J. (2004). «Water quality evaluation in Catalanian Mediterranean rivers using epilithic diatoms as bioindicators». *Vie et Milieu - Life & Environment*, 54, p. 81-90.
- GRANDONI, P.; DELL'UOMO, A. (1996). «Biomonitoraggio dell'alto corso del fiume Potenza (Marche) mediante impiego di diatomee». *Riv Idrobiol.*, núm. 35, p. 71-85.
- HÅKANSSON, S. (1993). «Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in Southern Sweden - A progress report». *Diatom Research*, núm. 8; p. 349-370.
- HARDING, J. P. C.; KELLY, M. G. (1999). «Recent developments in algal-based monitoring in the United Kingdom». PRYGIEL J, WHITTON BA, BUKOWSKA J (ed.). *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, p. 26-34.
- HAWKINS, C. P., NORRIS R. H. (2000). «Landscape classifications: aquatic biota and bioassessments» *J. N. Am. Benth. Soc.* 19, p. 367-369.
- HILDREW, A. G.; GILLER, P. S. (1994). «Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos». A: *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process*. Ed.: P.S. GILLER ET AL., p. 21-62. Blackwell Scientific Publications. Londres.
- HOFMANN, G. (1994). «Aufwuchs Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie». *Bibliotheca Diatomologica*, núm. 30, 241 p.
- KELLY, M. G.; WHITTON, B. A. (1995). «The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers». *Journal of Applied Phycology*, núm. 7, p. 433-444.
- KELLY, M. G.; CAZAUBON, A.; CORING, E.; DELL'UOMO, A.; ECTOR, L.; GOLDSMITH, B.; GUASCH, H.; HÜRLIMANN, J.; JARLMAN, A.; KAWECKA, B.; KWANDRANS, J.; LAUGASTE, R.; LINDSTRØM, E.-A.; LEITAO, M.; MARVAN, P.; PADISÁK, J.; PIPP, E.; PRYGIEL, J.; ROTT, E.; SABATER, S.; VAN DAM H.; VIZINET, J. (1998). «Recommendations for routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe», dins *Journal of Applied Phycology*, núm. 10, p. 215-224.
- KRAMMER, K. (1997). «Die cymbelloiden Diatomeen». *Bibliotheca Diatomologica*, núm. 36, 382p.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1985). «Naviculaceae». *Bibliotheca Diatomologica*, núm. 9, 389 p.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1986). *Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. G. Fischer. Stuttgart. 876 p.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1988). *Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. G. Fischer. Stuttgart. 596 p.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1991a). *Bacillariophyceae 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. G. Fischer. Stuttgart. 600 p.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1991b). *Bacillariophyceae 4. Achnantheaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. G. Fischer. Stuttgart. 437 p.
- LAMPERT, W.; SOMMER U. (1993). *Limnoökologie*. Georg Thieme Verlag. Stuttgart.
- LANGE-BERTALOT, H. (1979). «Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation». *Nova Hedwigia*, núm. 64, p. 285-304.
- LANGE-BERTALOT, H. (1996). *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs. Vol. 2*. Koeltz Scientific Books. Königstein. 389 p.
- LANGE-BERTALOT, H. (1999). *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs. Vol. 8*. Koeltz Scientific Books. Königstein. 203 p.

- LANGE-BERTALOT, H. (2001). *Diatoms of Europe. Vol. 2. Navicula sensu stricto*. Gantner. Königstein. 526 p.
- LECOINTE, C.; COSTE, M.; PRYGIEL, J. (1993). «OMNIDIA: A software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management». *Hydrobiologia*, núm. 269/270, p. 509-513.
- LECOINTE, C.; COSTE, M.; PRYGIEL, J.; ECTOR, L. (1999): «Le logiciel OMNIDIA version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens». *Cryptogamie Algologie*, núm. 20, p. 132-134.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Omega. Barcelona.
- MCCANN, K. S. (2000). «The diversity-stability debate». *Nature*, 405, p. 228-233.
- MONTESANTO, B.; ZILLER, S.; COSTE, M. (1999). «Epilithic diatoms and biological quality of Stratonikon mountain creeks, Chalkidiki (Greece)». *Cryptogamie Algologie*, núm. 20, p. 235-251.
- OKUNO, H. (1974) «Freshwater diatoms». HELMECKE J.-G; KRIEGER, W.; GERLOFF J. (ed.). *Diatomeenshalen im elektronenmikroskopischen Bild*. Vol. IX, p. 825-923. Vaduz.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) (1982). *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. Final Report*. Environment Directorate, OECD. Paris.
- PALMER, M. A.; POFF N. L. (1997). «Heterogeneity in streams. The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams». *J. N. Am. Benth Soc.*, 16, p. 169-173.
- PÉREZ-FUENTETAJA, A.; MCQUEEN, D.J.; DEMERS, E. (1996). «Stability of oligotrophic and eutrophic planktonic communities after disturbances by fish». *Oikos*, 75, p. 98-110.
- PERSSON, A.; HANSSON, L.-A.; BRÖNMARK, C.; LUNDBERG, P.; PETTERSSON, L. B.; GREENBERG, L.; NILSSON, P. A.; NYSTRÖM, P.; ROMARE, P.; TRANVIK, L. (2001). «Effects of enrichment on simple aquatic food webs». *Am. Nat.* 157, p. 654-669.
- PIMM, S. L. (1984). «The complexity and stability of ecosystems». *Nature*, 307, p. 321-326.
- POFF, N. L.; WARD, J. V. (1989). «Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, p. 1805-1818.
- POTAPOVA, M.; CHARLES, D.F. (2002). «Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients». *Journal of Biogeography*, 29, p. 167-187.
- POTAPOVA, M.; CHARLES, D.F. (2003) «Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition». *Freshwater Biology*, 48, p. 1311-1328.
- PRYGIEL, J.; COSTE, M. (2000). *Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées*. Agences de l'eau, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement i Cemagref. Bordeus. 134 p.
- PRYGIEL, J.; COSTE, M.; BUKOWSKA, J. (1999). «Review of the major diatom-based techniques for the quality assessment of rivers - State of the art in Europe». PRYGIEL, J., WHITTON, B. A., BUKOWSKA, J. (ed.). *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, p.138-144.
- ROTT, E.; PIPP, E.; PFSITER, P. (2003). «Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe». *Algol St*, núm. 110, p. 91-115.
- ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN, D. G. (1990). *Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press.
- SABATER, S.; SABATER, F.; TOMÁS, X. (1987). «Water quality and diatom communities in two catalan rivers (N.E. Spain)». *Water Research*, núm. 21, p. 901-911.
- SLÁDECEK, V. (1986). «Diatoms as indicators of organic pollution». *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, núm. 14, p. 555-566.

- TOMÀS, X.; SABATER, S. (1985). «The diatom flora of the Llobregat river and its relation to water quality». *Verh. Internat. Verein. Limnol*, núm. 22, p. 2348-2352.
- TORNÉS, E.; CAMBRA, J.; GOMÀ, J.; LEIRA, M.; ORTIZ, R.; SABATER, S. (2007). »Distributional patterns and indicator taxa of diatom communities in Catalan rivers, NE Spain». *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. En premsa.
- TORNÉS, E.; CAMBRA, J.; GOMÀ, J. (2007). »Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams». *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 43, p. 1-11.
- VALONE, T. J.; HOFFMAN C. D. (2003). «Population stability is higher in more diverse annual plant communities». *Ecology letters*, 6, p. 90-95.
- VAN DAMM, H.; MERTENS, A.; SINKELDAM, J. (1994). «A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands». *Netherlands J. aquat. Ecol*, núm. 28, p. 117-133.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. (1980). «The River Continuum Concept». *Can. J. Fish. Aquat. Sci*, 37, p. 130-137.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1968). *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. OECD. Paris. Tech. Rpt. DA 5/SCI/68.27. 250 p.
- WATANABE, T. (1990). «Numerical simulation of organic pollution in flowing waters», dins *Encyclopedia of Environmental Control Technology*, Vol. 4: *Hazardous Waste Containment and Treatment*. Gulf Publishing Company. Houston, Texas, p. 251-281.
- ZELINKA, M.; MARVAN, P. (1961). «Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer». *Arch. Hydrobiol.*, núm. 19, p. 159-174.