

Rendiconti Seminario Facoltà Scienze Università Cagliari • Vol. 75, Fasc. 1-2 (2005)

Effetti della siccità sull'abbondanza e distribuzione dei macroinvertebrati

ALESSIO FONNESU(*), ANNA MARIA DEIANA(*), ALBERTO BASSET(**)

Riassunto. *Il ruolo del disturbo nello strutturare le comunità animali è diventato un argomento centrale nella ricerca ecologica. In particolare, nei sistemi fluviali intermittenti, il disturbo legato all'evento di secca sembra essere una delle «forzanti ecologiche» determinanti le strutture di comunità delle corporazioni dei macroinvertebrati bentonici. In tal contesto si inserisce questo lavoro in cui è stato studiato il macrobenthos in un corso d'acqua intermittente della Sardegna (Rio Pula, Cagliari). Lo studio è stato condotto su 16 siti in 3 anni (dal 2000 al 2002) con campionamenti stagionali (primavera e autunno) dei macroinvertebrati. I risultati hanno mostrato una sostanziale stabilità temporale delle comunità, mentre hanno messo in evidenza una eterogeneità spaziale delle loro strutture lungo il bacino fluviale legata alla frequenza del disturbo da secca. Infine, è stato rilevato un pattern di variazione spaziale della composizione dei gruppi trofici non in linea con gli attesi teorici della teoria del continuum fluviale.*

Parole chiave: *Organizzazione di comunità, eventi di disturbo, Rio Pula, River Continuum Concept.*

Abstract. *The role of disturbance on structuring animal communities is a central subject in the ecological research. In particular in the intermittent systems river, the drought event seems to determine the macroinvertebrate community structure. In such context, we analysed the macrobenthos of a Sardinia intermittent stream (Rio Pula, Cagliari). The study was carried out on 16 sites in 3 years (from 2000 to 2002) with seasonal samplings (spring and autumn) of the macroinvertebrate community. The results have shown a temporal stability of community and a spatial change of community structure along the river basin determined by drought frequency. Finally, patterns of spatial change in the guild composition seem to be partly in contrast with the River Continuum concept.*

(*) Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Università degli Studi di Cagliari, viale Poetto 1, 09126 Cagliari, Italia. e-mail: alessio.fonnesu@unica.it.

(**) Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali, Università degli Studi di Lecce, via per Monteroni, 73100 Lecce, Italia.

Presentato il 25/01/2005.

INTRODUZIONE

Uno dei principali obiettivi dell'ecologia delle comunità è chiarire i meccanismi che producono i *patterns* nelle associazioni di specie presenti in natura. La visione che solo un singolo processo, come la competizione [1] o la predazione [2], sia l'unico o il principale fattore di organizzazione di una comunità è stata confutata da molti studi [3]. Piuttosto, una varietà di fattori (abiotici, disturbo; biotici, competizione, predazione) e le loro interazioni, sembrano determinare le strutture delle comunità che osserviamo in natura, operando diversamente sull'organizzazione delle comunità, sia spazialmente che temporalmente [4][5][6]. I fattori che controllano la distribuzione e le abbondanze degli invertebrati bentonici sono stati oggetto di storici dibattiti [7][8]. La maggior parte degli studi sono stati condotti su fiumi permanenti e laghi, mentre i corsi d'acqua intermittenti pur essendo comuni in molte regioni del mondo hanno ricevuto meno attenzione. Un numero relativamente basso di studi, è stato compiuto su corsi d'acqua intermittenti della zona mediterranea e, in particolare in Sardegna tali studi si sono focalizzati sull'analisi dei processi funzionali (eg. decomposizione del detrito vegetale [9][10][11]).

Gli obiettivi di questo lavoro sono: descrivere le variazioni spaziali e temporali dei macroinvertebrati in un corso d'acqua intermittente mediterraneo, analizzare le relazioni tra caratteristiche abiotiche e variazioni nella struttura delle comunità di macroinvertebrati e, infine, analizzare gli effetti del disturbo legato alla secca sulla distribuzione dei macroinvertebrati lungo il corso d'acqua.

MATERIALI E METODI

Sito di studio

Lo studio è stato svolto sul Rio Pula (Fig. 1), un piccolo corso d'acqua mediterraneo del 6° ordine localizzato nel quadrante sud-ovest della Sardegna. Il bacino del Rio Pula è costituito da due sottobacini: il rio di Monte Nieddu e il rio di Is Canargius. Il reticolo idrografico (Fig. 1) su scala 1:25000 è costituito da 1247 tratti del 1° ordine aventi una lunghezza totale di 354.2 km, 269 tratti del 2° ordine pari a 126.8 km, 57 tratti del 3° ordine pari a 58.9 km, 13 tratti del 4° pari a 42.2 km, 3 tratti del 5° ordine pari a 27.2 km e infine 1 tratto del 6° ordine di lunghezza 15.4 km; l'ordine fluviale è stato assegnato in accordo con Strahler [12]. Le precipitazioni sono localizzate durante l'inverno e raramente in estate-autunno. La variazione stagionale delle precipitazioni implica che gran parte del corso d'acqua vada in secca durante il periodo estivo-autunnale.

Disegno sperimentale e procedura in campo

Lo studio è stato condotto su 16 siti distribuiti lungo il reticolo idrografico del Rio Pula (Fig. 1), in 3 anni (dal 2000 al 2002) con campionamenti stagionali (primavera e autunno), utilizzando la tecnica standard del retino immanicato (area 1 m², maglia rete 500 micron)

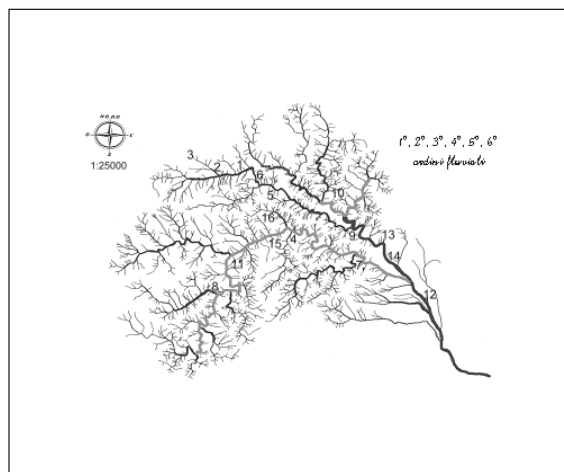


Figura 1. Siti di studio lungo il reticolo idrografico del Rio Pula (Sardegna, Italia). Le diverse tonalità e spessore indicano i differenti ordini fluviali.

per la raccolta dei macroinvertebrati. In ciascun periodo di campionamento, i macroinvertebrati campionati per ciascuna retinata sono stati posti in singoli contenitori di plastica e trasportati in laboratorio. La temperatura dell'acqua, l'ossigeno disciolto il pH sono stati misurati attraverso strumentazione da campo (YSI 55, KNICCK 991). Inoltre, sono state determinate la larghezza dell'alveo bagnato, la profondità, la composizione del substrato espressa come percentuale di dominanza delle 6 tipologie di substrato (roccia, massi, ciottoli, ghiaia, sabbia, limo), la sostanza organica e la percentuale di copertura dell'alveo fluviale da parte della vegetazione riparia (Tab. 1).

Procedura in laboratorio

In laboratorio, i macroinvertebrati di ciascun campione sono stati separati dalla componente detritica, posti in singoli contenitori e conservati in soluzione alcolica al 75% per le successive analisi. Nel periodo di tempo più breve possibile dopo il campionamento, tutti gli individui raccolti sono stati contati e determinati seguendo le tavole dicotomiche [13]. La determinazione tassonomica minima è stata effettuata a livello di famiglia, anche se per la maggior parte degli individui è stato raggiunto il livello di genere o specie. Gli adulti e le larve di *Coleoptera* sono stati considerati *taxa* separati in quanto spesso questi occupano differenti habitat e appartengono a diversi gruppi trofo-funzionali.

Analisi dei dati

L'analisi di ordinamento dei siti (*Multi Dimensional Scaling*, MDS) è stata effettuata sulla base di una matrice di similarità utilizzando la distanza Euclidea.

Per analizzare le variazioni spaziali e temporali dei macrodescrittori di comunità

Tabella 1. Valori medi delle caratteristiche fisico-chimiche dei siti di campionamento.

Sito	Ordine.n.	Altitudine m.s.l.m	Larghezza m	Profondità cm	Temperatura °C	Ossigeno mg/l	pH	Sost. organica %	Copertura Vegetale %	Tipologia Substrato					
										Roccia	Massi	Ciotoli	Chiaia	Sabbia	Limo
										%	%	%	%	%	%
1	4	253	6.7	116.7	16.2	7.6	7.2	8.2	53.3	0.0	6.7	6.7	56.7	28.3	1.7
2	2	304	2.1	38.0	15.0	9.9	7.7	2.3	86.7	70.0	0.0	3.3	26.7	0.0	0.0
3	1	415	0.3	1.6	15.1	8.6	6.6	6.5	88.3	0.0	5.0	10.0	85.0	0.0	0.0
4	5	128	5.8	34.3	17.7	8.0	7.4	5.7	36.7	9.2	21.7	30.0	19.2	5.0	15.0
5	4	164	3.3	12.8	18.5	6.5	7.3	2.5	58.3	0.0	0.0	4.5	95.5	0.0	0.0
6	4	184	1.8	15.0	18.7	7.4	7.4	5.8	55.8	6.0	12.5	25.0	40.0	16.5	0.0
7	5	64	4.2	61.2	20.1	8.9	7.6	1.9	3.3	25.0	0.0	50.0	1.7	23.3	0.0
8	5	190	2.7	16.3	19.5	8.4	8.1	9.6	10.8	0.0	40.0	58.3	1.7	0.0	0.0
9	6	89	1.4	7.7	21.6	6.9	7.4	1.2	0.7	36.7	0.0	56.7	0.0	6.7	0.0
10	4	112	2.1	11.7	23.5	8.5	7.5	10.6	1.2	5.0	18.3	8.3	26.7	36.7	5.0
11	5	189	3.6	12.0	19.7	8.4	7.2	9.1	16.7	0.0	90.0	10.0	0.0	0.0	0.0
12	6	35	7.0	20.0	20.2	8.2	7.6	2.9	10.0	0.0	10.0	76.7	0.0	0.0	13.3
13	6	76	1.2	3.3	24.2	7.7	7.4	9.1	0.0	0.0	0.0	80.0	20.0	0.0	0.0
14	6	59	1.8	11.7	25.2	8.1	7.5	0.9	0.5	6.7	33.3	60.0	0.0	0.0	0.0
15	5	175	0.7	5.0	23.9	8.8	7.8	3.5	0.8	10.0	30.0	60.0	0.0	0.0	0.0
16	3	175	0.8	5.0	23.6	8.7	7.3	6.9	5.0	0.0	10.0	66.7	0.0	23.3	0.0

(numero di *taxa*, numero di individui e diversità calcolata attraverso l'indice di Shannon) è stata utilizzata l'analisi dell'ANOVA.

Per studiare le relazioni tra caratteristiche abiotiche rilevate e macrodescrittori di comunità, è stata utilizzata l'analisi delle correlazioni.

Risultati

Durante il periodo di studio, complessivamente, nel bacino del Rio Pula sono stati identificati 137 *taxa* (Allegato 1) appartenenti a 10 classi (Tab. 2). La densità varia da 2 (sito 8, 3° anno in autunno) a 2449 individui per m² (sito 4, 1° anno in autunno). La classe *Insecta*, è la classe maggiormente rappresentata sia in termini tassonomici (83% dei *taxa*) che di densità (94%), seguita dalla classe *Gastropoda* con 8 *taxa* (6% dei *taxa*) rappresentati in termini di densità il 4%. Le restanti classi rappresentano appena il 2% della densità totale.

Anche considerando separatamente i tre anni di campionamento e le 2 stagioni (primavera, autunno), la classe *Insecta*, rimane quella maggiormente rappresentata, in tutti i campionamenti, sia in termini tassonomici (Tab. 3) che in densità variando da un minimo del 85.1% (autunno del 3° anno) ad un massimo del 98.3% (autunno del 1° anno). All'interno della classe *Insecta*, l'ordine dominante è l'ordine *Coleoptera* (38 *taxa*), seguito dai *Trichoptera* (18 *taxa*), dai *Diptera* (14 *taxa*) e dagli *Heteroptera* e *Odonata* con 13 *taxa*. Inoltre, 4 classi (*Insecta*, *Gastropoda*, *Hirudinea*, *Oligochaeta*) sono presenti in tutti i campionamenti (Tab. 3), mentre le rimanenti classi sono presenti occasionalmente. A livello dei singoli *taxa*, dei 137 *taxa* campionati nei sei periodi di

Tabella 2. Numero di *taxa* campionati durante il periodo di studio per ciascuna classe e relativa dominanza (%).

Classe	Numero <i>taxa</i>	(%)
Insecta	114	83.2
Gastropoda	8	5.8
Oligochaeta	4	2.9
Crustacea	3	2.2
Hirudinea	3	2.2
Arachnida	1	0.7
Bivalvia	1	0.7
Gordioida	1	0.7
Polychaeta	1	0.7
Turbellaria	1	0.7
Totale	137	

Allegato 1. Lista dei taxa campionati sul Rio Pula durante il periodo di studio. * = sottofamiglia; A = fase adulta (1ª parte).

Classe	Ordine	Famiglia	Genere	Specie	Stadio
Arachnida	Hydrachnida	Hydrachnoidea	Hydracarina		
Bivalvia	Eulamellibranchi	Pisidiidae	Pisidium		
Crustacea	Copepoda				
	Ostracoda				
	Isopoda	Asellidae	Proasellus	<i>Proasellus coxalis</i>	
Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	Ancylus	<i>Ancylus fluviatilis</i>	
		Lymnaeidae	Lymnaea	<i>Lymnaea auricularia</i>	
				<i>Lymnaea peregra</i>	
		Physidae	Physa	<i>Physa acuta</i>	
		Planorbidae	Bulinus	<i>Bulinus truncatus</i>	
			Hippeutis	<i>Hippeutis complanatus</i>	
			Planorbis	<i>Planorbis moquini</i>	
	Mesogastropoda	Bithyniidae	Bithynia	<i>Bithynia tentaculata</i>	
Gordioidea	Gordioidea	Gordiidae	Gordius		
Hirudinea	Pharyngobdellae	Erpobdellidae	Dina	<i>Dina lineata</i>	
			Erpobdella	<i>Erpobdella octoculata</i>	
			Helobdella	<i>Helobdella stagnalis</i>	
Insecta	Rhynchobdellae	Glossiphoniidae			
	Coleoptera	Crysomelidae			A
		Dryopidae	Dryops		
			Helichus	<i>Helichus substriatus</i>	A
		Dytiscidae	Acilius		A
			Dytiscus		
			Hydrovatus	<i>Hydrovatus cuspidatus</i>	A
					A
			Hygrotus	<i>Hygrotus inaequalis</i>	A
			Hyphydrus	<i>Hyphydrus aubei</i>	A
			Platambus	<i>Platambus maculatus</i>	A
			Potamonectes	<i>Potamonectes cerisyi</i>	
			Rhantus	<i>Rhantus pulverosus</i>	A
					A
		Elminthidae	Oulimnius	<i>Oulimnius rivularis</i>	A
		Empididae			
		Gyrinidae	Gyrinus		A
		Haliplidae	Brychius	<i>Brychius glabratus</i>	
			Haliplus	<i>Haliplus fluviatilis</i>	A
				<i>Haliplus lineaticollis</i>	A
				<i>Haliplus ruficollis</i>	A
			Peltodytes	<i>Peltodytes caesus</i>	
				<i>Peltodytes rotundatus</i>	A
		Helophoridae	Helophorus		
		Helophoridae	Helophorus		A
		Hydraenidae	Hydraena		A
		Hydrophilidae	Berosus	<i>Berosus affinis</i>	A

Allegato 1. (2ª parte).

		Hydrobius	A	
Diptera	Hygrobiiidae	Hygrobia	<i>Hygrobia tarda</i>	
	*Chironominae			
	*Diamesinae			
	*Orthocladinae	Corynoneura		
	*Tanypodinae	(vuoto)		
	Anthomyidae	Limnophora		
	Athericidae	Atherix	<i>Atherix ibis</i>	
	Ceratopogonidae	Bezzia		
	Culicidae	Culex		
	Dixidae	Dixa		
	Limoniidae			
	Ptychopteridae	Ptychoptera		
	Simuliidae			
	Tabanidae	Chrysops		
Ephemeroptera	Tipulidae	Tipula		
	Baetidae	Baetis		
		Centroptilum	<i>Centroptilum luteolum</i>	
		Cloeon	<i>Cloeon cognatum</i>	
	Caenidae	Caenis	<i>Caenis luctuosa</i>	
	Ephemerellidae	Ephemerella	<i>Ephemerella ignita</i>	
	Heptageniidae	Ecdyonurus		
		Electrogena		
		Epeorus		
	Leptophlebiidae	Habroleptoides		
		Habrophlebia	<i>Habrophlebia fusca</i>	
	Heteroptera	Corixidae	Sigara	
		Gerridae	Gerris	<i>Gerris najas</i>
		Hydrometridae	Hydrometra	<i>Hydrometra stagnorum</i>
Mesoveliidae		Mesovelia	<i>Mesovelia vittigera</i>	
Naucoridae		Naucoris	<i>Naucoris cimicoides</i>	
			<i>Naucoris maculatus conspersus</i>	
Nepidae		Nepa		
Notonectidae		Notonecta	<i>Notonecta glauca</i>	
			<i>Notonecta maculata</i>	
Pleidae		Plea	<i>Plea minutissima</i>	
Veliidae		Microvelia	<i>Microvelia reticulata</i>	
		Velia	<i>Velia rivulorum</i>	
Lepidoptera Odonata		Pyralidae	Acentria	
		Aeschnidae	Aeschna	<i>Aeschna cyanea</i>
		Anax	<i>Anax imperator</i>	
		Boyeria	<i>Boyeria irene</i>	
		Brachytron	<i>Brachytron pratense</i>	
	Calopterygidae	Calopteryx	<i>Calopteryx splendens</i>	
	Coenagrionidae	Ischnura	<i>Ischnura genei</i>	
	Lestidae	Chalcolestes	<i>Chalcolestes viridis</i>	
		Lestes		
		Sympecma	<i>Sympecma fusca</i>	
	Libellulidae	Crocothemis	<i>Crocothemis erythraea</i>	
		Orthetrum	<i>Orthetrum ramburi</i>	
		Sympetrum		

Allegato 1. (3ª parte).

		Platycnemididae	Platycnemis	<i>Platycnemis pennipes</i>
	Plecoptera	Chloroperlidae	Xanthoperla	<i>Xanthoperla apicalis</i>
		Leuctridae	Leuctra	
			Tyrrhenoleuctra	<i>Tyrrhenoleuctra zavattarii</i>
		Nemouridae	Protonemura	<i>Protonemura ichnusae</i>
	Trichoptera	Perlodidae	Isoperla	<i>Isoperla insularis</i>
		Beraeidae	Beraea	<i>Beraea maura</i>
			Beraeamyia	<i>Beraeamyia squamosa</i>
			Beraeodes	<i>Beraeodes minutus</i>
		Brachycentridae	Micrasema	
		Ecnomidae	Ecnomus	<i>Ecnomus tenellus</i>
		Glossosomatidae		
		Hydropsychidae	Hydropsyche	<i>Hydropsyche modesta</i>
		Hydroptilidae	Hydroptila	
			Oxyethira	
		Lepidostomatidae	Lepidostoma	<i>Lepidostoma hirtum</i>
		Leptoceridae	Mystacides	<i>Mystacides azurea</i>
		Limnephilidae	Potamophylax	<i>Potamophylax cingulatus</i>
		Philopotamidae	Wormalia	
		Phryganeidae		
		Polycentropodidae	Polycentropus	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>
		Psychomyiidae	Psychomyia	
		Sericostomatidae	Sericostoma	<i>Sericostoma pedemontanum</i>
Oligochaeta	Opisthophori	Lumbricidae		
	Plesiopora	Naididae	Chaetogaster	
			Nais	
	Prosopori	Lumbriculidae		
Polychaeta	Nereimorpha	Nereidae		
Turbellaria	Triclada	Planariidae	Planaria	

campionamento, il 72% di questi è presente solo da uno ad un massimo di tre campionamenti, il 23% è presente in 4 o 5 e infine solo il 5% in tutti e sei i periodi di campionamento. Solamente 7 taxa sono presenti in tutti i campionamenti (*Helobdella stagnalis*, *Diamesinae*, *Tanypodinae*, *Baetis*, *Lymnaea auricularia*, *Gyrinus* e *Sigara*).

Considerando l'appartenenza ai gruppi funzionali dei diversi taxa, il gruppo funzionale più rappresentato è quello dei detritivori con 65 taxa (47%), seguito dai predatori con 60 taxa (44%) e infine i filtratori con 12 taxa (9%). Tutti e tre i gruppi funzionali sono sempre rappresentati in tutti i periodi di campionamento (Tab. 4). Anche considerando i sei periodi di campionamento separatamente, il gruppo dei filtratori rimane sempre il meno rappresentato; inoltre è il più costante rispetto sia al gruppo dei detritivori che dei predatori che variano tra anni e tra stagioni (Tab. 4). Nel bacino del Rio Pula i detritivori rappresentano il gruppo dominante a livello di densità nel 1° e 2° ordine e nel 5° e 6° ordine fluviale, con una percentuale che varia solo del 6% tra ordini fluviali (Fig. 2). I filtratori, in tutti gli ordini fluviali, sono il gruppo meno abbondante passando dal 21% nel 1° ordine

Tabella 3. Numero di *taxa* appartenenti a ciascuna classe nei 3 anni di campionamento e nelle due stagioni (P = primavera, A = autunno).

Classe	I		II		III	
	P	A	P	A	P	A
Insecta	54	44	66	27	52	38
Gastropoda	4	4	7	2	5	4
Hirudinea	2	2	3	2	3	3
Oligochaeta	3	2	3	2	2	1
Arachnida		1	1	1		
Bivalvia		1				
Crustacea	1	1				2
Turbellaria		1				
Gordiida	1		1			1
Polychaeta						
Totale	65	56	81	34	62	49

Tabella 4. Numero di taxa per ciascun gruppo funzionale (d, detritivori; f, filtratori; p, predatori) e relativa dominanza (%) nel periodo di campionamento (I, II, III = anno di campionamento; P = primavera, A = autunno).

Anno Stagione	I		II		III	
	P	A	P	A	P	A
Gr. funzionale						
d	24	31	11	39	20	28
f	6	6	4	7	6	7
p	26	28	19	35	23	27
Totale	56	65	34	81	49	62

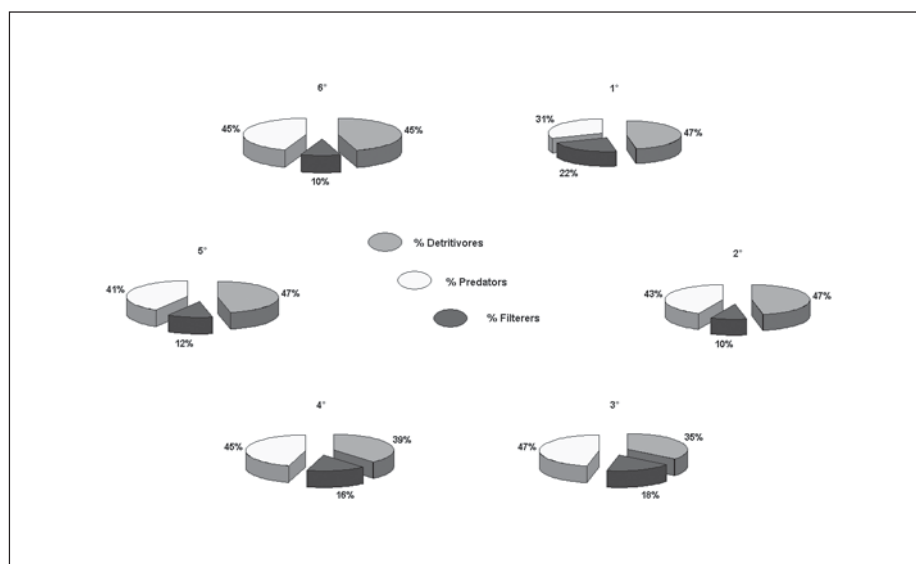


Figura 2. Modello di variazione dell'abbondanza relativa (% individui) dei 3 gruppi funzionali tra ordini fluviali nel bacino del Rio Pula. 1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 6° = ordine fluviale.

al 10% nel 2° e 6° ordine. Infine, i predatori passano da un minimo del 31% nel 1° ordine ad un massimo del 47% nel 3° e si sostituiscono come gruppo dominante ai detritivori nel 3° e 4° ordine (Fig. 2).

L'analisi di ordinamento (Fig. 3) dei siti di studio rispetto alle loro caratteristiche abiotiche ha evidenziato in modo ben definito la presenza di 4 gruppi di siti differenzialmente influenzati dalla frequenza del disturbo da secca. Un primo gruppo è formato da 4 siti che non sono mai stati interessati da alcun evento di secca (siti: 1, 2, 3, 4), un secondo gruppo (siti: 5, 6, 7, 8) ha subito la secca nella stagione autunnale nei primi due anni, un

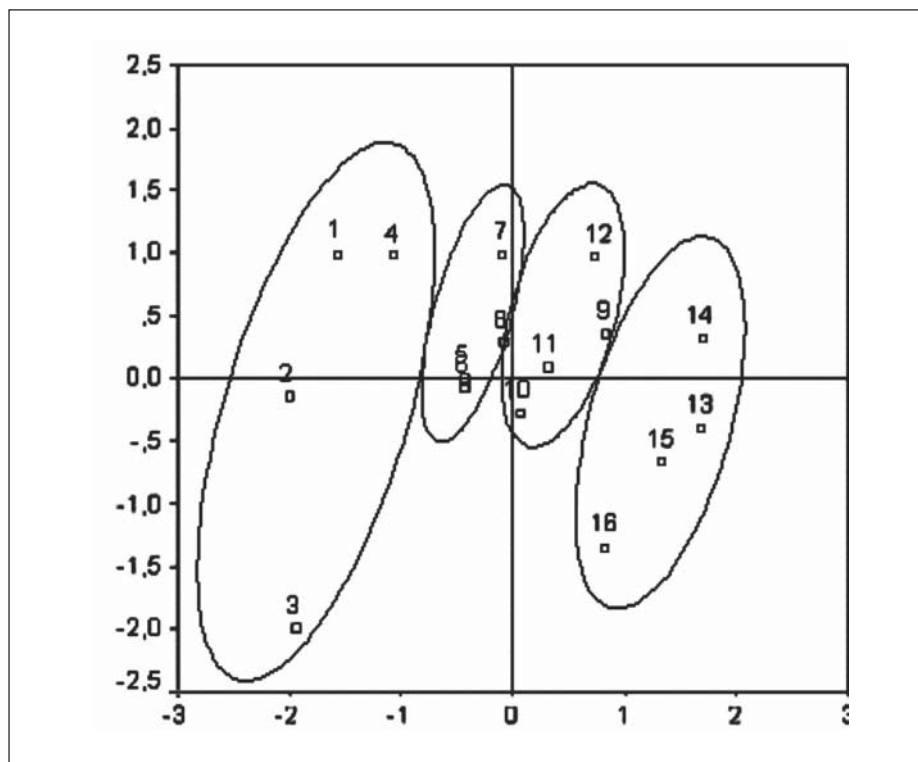


Figura 3. Analisi d'ordinamento (MDS) dei siti di studio considerando i fattori abiotici. I cerchi racchiudono i 4 gruppi di siti omogenei per evento di secca.

terzo gruppo (siti: 9, 10, 11, 12) in tutti e tre gli anni nella stagione autunnale e ed infine l'ultimo gruppo (13, 14, 15, 16) presentava un flusso d'acqua solo nella primavera del primo anno di campionamento (Tab. 5).

Raggruppando i siti per omogeneità di evento di secca (Tab. 5), si osserva una variazione significativa dei macrodescrittori di comunità tra gruppi di secca (numero di *taxa*, ANOVA test, $F_{3,92} = 16.16$, $p < 0.01$; densità, ANOVA test, $F_{3,92} = 19.01$, $p < 0.01$ e diversità, ANOVA test, $F_{3,92} = 14.09$, $p < 0.01$). Tali variazioni sono sempre significative nel confronto tra siti intermittenti e siti permanenti (Tab. 6), con i valori medi dei tre macrodescrittori più alti nei siti permanenti rispetto ai siti intermittenti; non risultano significativi i confronti tra gruppi di siti mediamente disturbati dell'evento di secca (2 o 3 eventi di secca, Tab. 6). Tra i siti disturbati i valori medi dei macrodescrittori di comunità decrescono con l'aumentare del disturbo legato alla secca, con valori intermedi nei siti mediamente disturbati (2-3 eventi di secca) e valore più basso nei siti altamente disturbati (5 eventi di secca).

Nella Tabella 7 sono riportate le analisi delle correlazione tra le caratteristiche abiotiche misurate in ciascun sito e i macrodescrittori di comunità (n° *taxa*, diversità,

Tabella 5. Distribuzione spaziale e temporale degli eventi di secca dei siti di campionamento nel periodo di studio. I, II, III = anno di studio; P = primavera, A = autunno. x = secca; o = presenza di acqua.

Sito	Anno Stagione	I		II		III	
		P	A	P	A	P	A
1		o	o	o	o	o	o
2		o	o	o	o	o	o
3		o	o	o	o	o	o
4		o	o	o	o	o	o
5		o	x	o	x	o	o
6		o	x	o	x	o	o
7		o	x	o	x	o	o
8		o	x	o	x	o	o
9		o	x	o	x	o	x
10		o	x	o	x	o	x
11		o	x	o	x	o	x
12		o	x	o	x	o	x
13		o	x	x	x	x	x
14		o	x	x	x	x	x
15		o	x	x	x	x	x
16		o	x	x	x	x	x
Siti in secca		0	12	4	12	4	8

densità). Nel bacino del Rio Pula, vi è una variazione spaziale dei macrodescrittori di comunità tra siti (numero di *taxa*, ANOVA test, $F_{15,80} = 2.55$, $p < 0.001$; densità, ANOVA test, $F_{15,80} = 3.24$, $p < 0.001$ e diversità, ANOVA test, $F_{15,80} = 2.51$, $p < 0.01$). Temporalmente, non si osservano variazioni tra anni di campionamento (numero di *taxa*, ANOVA test, $F_{2,90} = 0.60$, n.s.; densità, ANOVA test, $F_{2,90} = 0.71$, n.s.; diversità, ANOVA test, $F_{2,90} = 1.32$, n.s.), ma solo tra stagioni (primavera e autunno) di campionamento (n° di *taxa*, ANOVA test, $F_{1,90} = 38.74$, $p < 0.001$; densità, ANOVA test, $F_{1,90} = 24.78$, $p < 0.001$; e diversità, ANOVA test, $F_{1,90} = 32.98$, $p < 0.001$), con valori medi più alti in primavera che in autunno, ad eccezione della densità nell'autunno del primo anno che ha un valore superiore alla primavera dello stesso anno.

Il confronto tra i due sottobacini (Is Canargius e Monte Nieddu), tralasciando l'unico sito posto dopo la confluenza dei due sottobacini sul Rio Pula (sito 12), non mette in evidenza delle differenze significative dei macrodescrittori di comunità (numero di *taxa*, ANOVA test, $F_{1,88} = 1.09$, n.s.; densità, ANOVA test, $F_{1,88} = 2.63$, n.s. e diversità, ANOVA test, $F_{1,88} = 0.74$, n.s.).

Tabella 6. Confronto statistico (Tukey HSD) tra siti esposti a differenti eventi di secca (0 = siti permanenti, 2 = siti che subiscono la secca 2 volte nel periodo di campionamento; 3 = siti che subiscono la secca 3 volte; 5 = siti che subiscono la secca 5 volte) del numero di *taxa* (A), della diversità (B) e della densità (C).

A				B			
Evento di secca	0	2	3	Evento di secca	0	2	3
2		***		2		*	
3	***	n.s.		3	***	n.s.	
5	***	***	***	5	***	***	n.s.
n.s.= P>0.05; * = P<0.05				n.s.= P>0.05; * = P<0.05			
C							
Evento di secca	0	2	3				
2		***					
3	***	n.s.					
5	***	***	***				
n.s.= P>0.05; * = P<0.05							

Discussione e conclusioni

Nel Rio Pula si ha una variazione spaziale dei macrodescrittori di comunità, legata alle variazioni del flusso d'acqua. Questo è evidenziato dalle differenze significative riscontrate tra i 4 gruppi di secca, messi in luce dall'analisi multivariata. La frequenza dell'evento di secca determina una diminuzione nell'abbondanza, nel numero di *taxa* e nella diversità delle comunità di macroinvertebrati, con una decrescita dei valori medi dei macrodescrittori all'aumentare del disturbo. Il fatto che il disturbo legato alle variazioni del flusso d'acqua sia importante nello strutturare le comunità è stato ripetutamente riscontrato [14][15]. Infatti, la marcata eterogeneità spaziale e temporale dei sistemi fluviali intermittenti si riflette sia sulle strutture di comunità dei macroinvertebrati [16][17][18][19][20] che sulle funzioni [10] [11].

Altre forzanti ecologiche sembrano importanti fonti di variazione spaziale delle comunità di macroinvertebrati nel bacino del Rio Pula. In particolare, le comunità di macroinvertebrati sembrano influenzate dalle posizione spaziale dei siti lungo il reticolo idrografico (ordine fluviale ed altitudine) e dalle caratteristiche dell'alveo bagnato (larghezza e profondità, tipologia del substrato). Infatti, diversi lavori sulle comunità di macroinvertebrati bentonici hanno individuato nei parametri chimico-fisici i fattori determinanti la distribuzione e composizione di tali comunità [21][22] [23].

Tabella 7. Analisi delle correlazione tra le caratteristiche abiotiche misurate in ciascun sito e i macrodescrittori di comunità (n° taxa, densità, diversità). Roccia, massi, ciottoli, ghiaia, sabbia, limo rappresentano la percentuale di dominanza di ciascuna tipologia di substrato dell'alveo fluviale. n.s. = $P > 0.05$; * = $P < 0.05$; g.l. = gradi di libertà.

% Roccia			% Ghiaia			Ordine			Profondità			T. acqua		
r	g.l.	P	r	g.l.	P	r	g.l.	P	r	g.l.	P	r	g.l.	P
0.14	14	n.s.	0.45	14	*	-0.51	14	*	0.66	14	**	-0.72	14	**
0.08	14	n.s.	0.49	14	*	-0.50	14	*	0.58	14	**	-0.78	14	**
0.10	14	n.s.	0.47	14	*	-0.55	14	*	0.51	14	**	-0.50	14	**
% Massi			% Sabbia			Altitudine			% Copertura veg.			Ossigeno		
-0.27	14	n.s.	0.18	14	n.s.	0.57	14	*	0.68	14	**	0.00	14	n.s.
-0.25	14	n.s.	0.06	14	n.s.	0.61	14	*	0.72	14	**	-0.03	14	n.s.
-0.27	14	n.s.	0.22	14	n.s.	0.58	14	*	0.57	14	**	-0.05	14	n.s.
% Ciottoli			% Limo			Larghezza			% Sost organica			pH		
-0.53	14	**	0.15	14	n.s.	0.42	14	*	0.02	14	n.s.	-0.10	14	n.s.
-0.56	14	**	0.12	14	n.s.	0.48	14	*	0.02	14	n.s.	-0.20	14	n.s.
-0.48	14	*	0.30	14	n.s.	0.37	14	*	0.00	14	n.s.	-0.18	14	n.s.

Diversi studi hanno messo in evidenza come le strutture di comunità dei macroinvertebrati, la loro resilienza e i processi funzionali variano spazialmente in funzione dell'ordine fluviale [10][11][24]. La teoria del *continuum* fluviale, proposta da [25], dà un atteso di variazione spaziale dalla sorgente alla foce dei gruppi funzionali, con una progressiva riduzione dei detritivori al crescere dell'ordine fluviale e un progressivo aumento dei filtratori con l'ordine fluviale. Tale modello non è stato osservato nel Rio Pula; i detritivori, infatti, rappresentano il gruppo dominante sia nei primi due ordini fluviali che negli ultimi due (5-6°ordine). Tale incoerenza rispetto alla teoria del *continuum* fluviale potrebbe essere collegata all'intermittenza del flusso d'acqua che determina un continuo ri-settaggio dalla sorgente alla foce dell'habitat fluviale. D'altra parte, il *continuum* fluviale presuppone un sistema indisturbato in cui le comunità di macroinvertebrati si strutturano in modo da promuovere la più alta efficienza nell'utilizzazione dell'energia.

Le informazioni sulla composizione dei gruppi funzionali nei sistemi intermittenti è scarsa e contraddittoria [26]. Ad esempio, [27] trova che i detritivori sono poco rappresentati in un fiume temporaneo delle Nuova Zelanda, [28] trova un depauperamento dei detritivori in un corso d'acqua che subisce secca estiva, [29] riportano che la composizione dei gruppi funzionali in un corso d'acqua temporaneo in California è in accordo con il *continuum* fluviale.

A livello temporale, le comunità di macroinvertebrati del Rio Pula, hanno mostrato una «stabilità» tra anni e un normale andamento stagionale con in media valori più alti nella stagione primaverile rispetto a quella autunnale; ciò è in accordo con i risultati di [30], che trovarono un'alta similarità negli assemblaggi dei macroinvertebrati tra anni e un'alta variabilità stagionale legata ai cicli vitali dei macroinvertebrati.

I risultati sull'intero bacino del Rio Pula sembrano mettere in rilievo l'importanza del disturbo legato all'evento di secca come «forzante ecologica» nello strutturare le comunità di macroinvertebrati nei sistemi fluviali intermittenti e, inoltre, come alcune caratteristiche abiotiche determinino delle variazioni spaziali delle comunità di macroinvertebrati lungo il bacino fluviale. Infine, la stabilità a livello annuale e la variazione stagionale suggeriscono un ciclico cambiamento temporale negli assemblaggi dei macroinvertebrati in relazione alle stagioni [31] con un'elevata stabilità temporale, delle comunità di macroinvertebrati.

BIBLIOGRAFIA

- [1] T.W. SCHOENER, *The controversy over interspecific competition*. American Scientist 70:586-595 (1982).
- [2] J.H. CONNELL, *Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experiments*. In M. L. Cody and J. M. Diamond, 18:431-451 (1975).
- [3] A. SIH, P. CROWLEY, M. MCPEEK, J. PETRANKA, K. STROHMEIER, *Predation, competition and prey communities: a review of field experiments*. Annual Review of Ecology and Systematics 16:269-311 (1985).

- [4] J.A. WIENS, *On competition and variable environments*. Am. Sci. 65: 590-597 (1977).
- [5] J. ROUGHGARDEN, J. DIAMOND, *The role of species interactions in community ecology*. In J. diamond and T. Case (Eds.), *Community Ecology*, Harper and Row, New York, pp. 333-344 (1986).
- [6] T.W. SCHOENER, *A mechanistic approach to community ecology: a new reductionism?* Am. Zool. 26: 81-106 (1986).
- [7] P.S. LAKE, L.A. BARMUTA, *Stream benthic communities: persistent presumptions and current speculations*. In P. De Deckker and W. D. Williams (Eds.). *Limnology in Australia*. CSIRO, Melbourne, and Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 263–276. The Netherlands (1986).
- [8] C.R. TOWNSEND, A.G. HILDREW, *Species traits in relation to a habitat templet for river systems*. *Freshwater Biology* 31:265–275 (1994).
- [9] M. PINNA, F. SANGIORGIO, A. FONNESU, A. BASSET, *Spatial variation of plant detritus processing in a Mediterranean river type: the case of river Tirso basin (Sardinia, Italy)*. *J. Environmental Sci.* 15 :227-240 (2003).
- [10] A. FONNESU, M. PINNA, A. BASSET, *Spatial and temporal variation of detritus breakdown rates in the river Flumendosa basin (Sardinia, Italy)*. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 89:443-452 (2004).
- [11] M. PINNA, A. FONNESU, F. SANGIORGIO, A. BASSET, *Influence of summer drought on spatial patterns of resource availability and detritus processing in Mediterranean stream sub-basin (Sardinia, Italy)*. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 89:484-499 (2004).
- [12] A.N. STRAHLER, *Quantitative analysis of watershed geomorphology*. *Trans. Am. Geophys. Un.* 38: 913-920 (1957).
- [13] AUTORI VARI, *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. CNR delle acque (1977-1981).
- [14] A.J. BOULTON, P.S. LAKE, *The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparisons of faunal composition between habitats, rivers and years*. *Freshwater Biology* 27:99-121 (1992).
- [15] A.J. BOULTON, *Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages*. *Freshwat. Biol.* 48:1173-1185 (2003).
- [16] N.L. POFF, J.V. WARD, *Physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity*. *Environmental Management* 14:629-645 (1990).
- [17] P.S. GILLER, *Floods and droughts: the effects of variations in water flow on streams and rivers*. in P.S. Giller and A.A. Myers (Eds). *Disturbance and recovery of ecological systems*. Royal Irish Academy, 1-19, Dublin, Eire (1996).
- [18] M.A. PALMER, N.L. POFF, *The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams*. *Journal of the North American Benthological Society* 16:169-173 (1997).
- [19] N.L. POFF, J.D. ALLAN, M.B. BAIN, J.R. KARR, K.L. PRESTEGAARD, B.D. RICHTER, R.E. SPARKS, J.C. STROMBERG, *The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration*. *BioScience* 47:769-784 (1997).
- [20] J.T. PUCKRIDGE, F. SHELDON, K.F. WALKER, A.J. BOULTON, *Flow variability and the ecology of large rivers*. *Marine and Freshwater Research* 49:55-72 (1998).
- [21] C.R. TOWNSEND, A.G. HILDREW, J. FRANCIS, *Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors*. *Freshwater Biology* 13:521-544 (1983).
- [22] S.J. ORMEROD, R.W. EDWARDS, *The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the River Wye in relation to environmental factors*.

- Freshwater Biology 17:533-546 (1987).
- [23] A.M. PIRES, I.G. COWX, M.M. COELHO, *Life history strategy of Leuciscus pyrenaicus in intermittent streams of the Guadiana basin*. Cybium 24, 287-297 (2000).
- [24] M.A.S. GRAÇA, R.C.F. FERREIRA, C.N. COIMBRA, *Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers*. J.N. Am. Benthol. Soc. 20: 408-420 (2001).
- [25] R.L. VANNOTE, G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL, C.E. CUSHING, *The river continuum concept*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130-7 (1980).
- [26] M. DIETERICH, N.H. ANDERSON, *The invertebrate fauna of summer-dry streams in western Oregon*. Archive fur Hydrobiologie 147:273-295 (2000).
- [27] W. LINKLATER, *Physicochemical environmental and fauna of a temporary forest stream, Canterbury, New Zealand*. New zealand natura Science 21:1-10 (1994).
- [28] W.B. RICHARDSON, *A comparison of detritus processing between permanent and intermittent headwater streams*. Journal of Freshwater Ecology 5: 341-357 (1990).
- [29] R.L. BOTTORFF, A.W. KNIGHT, *Functional organization of macroinvertebrate communities in two-first order California streams: comparison of perennial and intermittent flow condition*. Verhandlungen der Internationalen für Theoretische und Angewandte Limnologie 23:1147-1152 (1988).
- [30] P.D. JOHNSON, K.M. BROWN, C.V. COVELL, *A comparison of the macroinvertebrate assemblage in Doe Run Creek, Kentucky: 1960 and 1990*. J.N. Am. Benthol. Soc. 13: 496-510 (1994).
- [31] A.J. BOULTON, E.H. STANLEY, S.G. FISHER, P.S. LAKE, *Over summering strategies of macroinvertebrates in intermittent streams in Australia and Arizona*. In R.D. Robarts, M.L. Bothwell (Eds). Aquatic eco-systems in semi-arid regions: implications for re-source management. NHRI Symposium Series 7. Environment Canada, 227-237. Saskatoon, Saskatchewan (1992).