

UNIVERZA V LJUBLJANI  
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA

Rebeka ŠILING

**VPLIVI OBREMENITEV NA LITORALNE ZDRUŽBE  
BENTOŠKIH NEVRETENČARJEV V STOJEČIH  
VODAH**

DOKTORSKA DISERTACIJA

Ljubljana, 2016

UNIVERZA V LJUBLJANI  
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA

Rebeka ŠILING

**VPLIVI OBREMENITEV NA LITORALNE ZDRUŽBE BENTOŠKIH  
NEVRETENČARJEV V STOJEČIH VODAH**

DOKTORSKA DISERTACIJA

**THE IMPACTS OF ANTHROPOGENIC STRESSORS ON LITTORAL  
BENTHIC INVERTEBRATE ASSEMBLAGES IN STANDING  
WATERS**

DOCTORAL DISSERTATION

Ljubljana, 2016

Na podlagi Statuta Univerze v Ljubljani ter po sklepu Senata Biotehniške fakultete in sklepa Komisije za doktorski študij z dne 28. 10. 2014 je bilo potrjeno, da kandidatka izpolnjuje pogoje za opravljanje doktorata znanosti na univerzitetnem podiplomskem študiju Bioznanosti, znanstveno področje biologija. Za mentorja doktorske disertacije je bil imenovan doc. dr. Gorazd Urbanič.

Doktorska disertacija je zaključek Podiplomskega študija Bioznanosti, znanstveno področje biologija na Univerzi v Ljubljani. Pripravljena je bila na Inštitutu za vode Republike Slovenije v Ljubljani, na Katedri za ekologijo in varstvo okolja Oddelek za biologijo Biotehniške fakultete (Univerza v Ljubljani) in Department of Zoology, (University of Otago).

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik: prof. dr. Mihael Jožef TOMAN  
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo

Član: prof. dr. Tone NOVAK  
Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko, Oddelek za biologijo

Član: prof. dr. Zlatko MIHALJEVIĆ  
Univerza v Zagrebu, Prirodoslovno matematički fakultet, Biološki odsjek

Datum zagovora: 11. 10. 2016

Podpisana izjavljam, da je doktorska disertacija rezultat lastnega raziskovalnega dela. Izjavljam, da je elektronski izvod identičen tiskanemu. Na univerzo neodplačno, neizključno, prostorsko in časovno neomejeno prenašam pravico shranitve avtorskega dela v elektronski obliki in reproduciranja ter pravico omogočanja javnega dostopa do avtorskega dela na svetovnem spletu preko Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete.

Rebeka Šiling

## KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD Dd  
DK UDK 574:556.55(043.3)=163.6  
KG bentoški nevretenčarji/ jezera/ TITAN/ pCCA/ multiple obremenitve  
AV ŠILING, Rebeka, prof. biol. in filo.  
SA URBANIČ, Gorazd (mentor)  
KZ SI-1000 Ljubljana, Jamnikarjeva 101  
ZA Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Podiplomski študij Bioznanosti znanstveno področje biologija  
LI 2016  
IN VPLIVI OBREMENITEV NA LITORALNE ZDRUŽBE BENTOŠKIH NEVRETNČARJEV V STOJEČIH VODAH  
TD Doktorska disertacija  
OP XVII, 143 str, 33 pregl., 33 sl., 3 pril., 347 vir.  
IJ sl  
JI sl/en  
AI Raziskovali smo povezave med okoljskimi dejavniki in združbami bentoških nevretenčarjev (BN) v litoralu jezer. Podatke o 41 okoljskih spremenljivkah in združbah BN smo zbrali na 114 mestih vzorčenja 13 jezer v Sloveniji v obdobju od leta 2006 do 2012. Odnose med okoljskimi spremenljivkami in združbami BN smo ugotavljali s kanonično korespondenčno analizo (CCA). Razlike v deležih pojasnjene variabilnosti združb BN s skupinami spremenljivk odražajo dominanten vpliv obremenitev višje prostorske ravni nad obremenitvami nižjih prostorskih ravni. Ugotovili smo razlike v odzivih BN na gradiente urbanizacije, eutrofikacije, biomaso vloženih rib in morfometrijo jezera. Vzdolž šestih okoljskih gradientov so prevladali občutljivi taksoni, medtem ko so vzdolž gradientov mezolital, amonij in velikost substrata prevladali tolerantni taksoni. Z uporabo parcialne CCA (pCCA) smo ugotavljali povezanost vpliva ribiškega upravljanja s kombinacijo obremenitve a) eutrofikacija, b) raba tal in c) hidromorfološke značilnosti na združbe BN v jezerih. V kombinaciji spremenljivk obremenitve s skupino spremenljivk ribiško upravljanje, smo neodvisno pojasnili več variabilnosti BN s skupinama spremenljivk eutrofikacija in raba tal (36 % in 38 %) kot s spremenljivkami skupine hidromorfološke značilnosti (27 %). Z analizo vplivov vseh skupin obremenitev (ribiškega upravljanja, rabe tal, eutrofikacije in hidromorfoloških značilnosti) na združbe BN smo ugotovili, da je bila pojasnjena variabilnost BN posamezne obremenitve primerljiva s pojasnjeno variabilnostjo vseh obremenitev (5,9 %). Za analizo odvisnosti BN vzdolž okoljskih gradientov smo z metodo TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis) določili vrednosti ekoloških pragov za sestavljene in enostavne gradiente obremenitev. Z analizami smo ugotovili možnost razlikovanja in vrednotenja vplivov različnih obremenitev na več prostorskih ravneh z uporabo BN v litoralu jezer.

## KEY WORDS DOCUMENTATION

DN Dd  
DC UDC 574:556.55(043.3)=163.6  
CX benthic invertebrates/ lakes / TITAN/ pCCA/ multiple stressors  
AU ŠILING, Rebeka  
AA URBANIČ, Gorazd (supervisor)  
PP SI-1000 Ljubljana, Jamnikarjeva 101  
PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, University Postgraduate Study Programme in Bioscience  
PY 2016  
TI THE IMPACTS OF ANTHROPOGENIC STRESSORS ON LITTORAL BENTHIC INVERTEBRATE ASSEMBLAGES IN STANDING WATERS  
DT Doctoral dissertation  
NO XVII, 143 p., 33 tab., 33 fig., 3 ann., 347 ref.  
LA sl  
AL sl/en  
AB Our research aims to investigate links between environmental factors and littoral benthic invertebrate assemblages (BI) in lakes. We gathered a diverse data of 41 environmental variables and BI assemblages at 114 sampling sites of 13 lakes in Slovenia between years 2006 – 2012. With Canonical Correspondence Analysis (CCA) we tested the relationship between environmental factors and BI. Differences in explained variability of BI with individual group imply dominance of environmental factors of higher spatial scale over environmental factor of local spatial scale. Responsiveness of taxa differed along gradients of urbanization, eutrophication, biomass of stocked fish and lake morphometry. Along six environmental gradients specialists dominated, while along gradients of mesolitoral, ammonium and substratum size dominated generalists. With partial Canonical Correspondence Analyse (pCCA) we tested relationships between fish stocking in combination to other stressors a.) eutrophication, b.) land use and c.) hydromorphological alterations. Eutrophication and land use, uniquely explained more variability of BI (36% and 38%), than hydromorphological alterations (27%). We further tested the effect of all four groups of stressors (land use, eutrophication, hydromorphological characteristics and fish stocking) on BI and found out that explained variation of BI by individual stressor is comparable to explained variation of BI by all four groups (5,9%). Using TITAN method (Threshold Indicator Taxa Analysis) we were able to calculate thresholds for compositional and simple stressor gradients. Our findings imply that littoral BI assemblages can be used when the effects of multiple stressors need to be disentangled.

## KAZALO VSEBINE

	str.
Ključna dokumentacijska informacija	II
Key words documentation	III
Kazalo vsebine	IV
Kazalo preglednic	VIII
Kazalo slik	XI
Kazalo prilog	XII
Okrajšave in simboli	XIV
Slovarček	XV
<b>1 UVOD.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OPREDELITEV PROBLEMA .....</b>	<b>2</b>
<b>3 PREGLED OBJAV .....</b>	<b>4</b>
3.1 STOJEČE VODE .....	4
3.1.1 Ekosistem jezero .....	4
3.1.2 Horizontalna conacija .....	6
3.1.3 Plastovitost jezer .....	7
3.1.4 Produktivnost jezer .....	9
3.2 OBREMENITVE JEZERSKIH EKOSISTEMOV .....	11
3.2.1 Raba tal .....	12
3.2.2 Evtrofikacija .....	13
3.2.3 Hidromorfološke obremenitve .....	14
3.2.4 Poribljavanje .....	15
3.3 BENTOŠKI NEVREtenČARJI LITORALA KOT BIOINDIKATORJI.....	16
3.4 UPRAVLJANJE VODA .....	18
3.4.1 Ekološko stanje jezer .....	19
<b>4 CILJI RAZISKOVANJA.....</b>	<b>22</b>
<b>5 DELOVNE HIPOTEZE.....</b>	<b>23</b>
<b>6 MATERIAL IN METODE .....</b>	<b>24</b>
6.1 OBMOČJE RAZISKAVE .....	24
6.2 VZORČENJE BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV .....	25
6.3 OKOLJSKE SPREMENLJIVKE.....	28

<b>6.3.1</b>	<b>Regionalne značilnosti</b> .....	29
<b>6.3.2</b>	<b>Raba tal</b> .....	29
<b>6.3.3</b>	<b>Hidromorfološke značilnosti</b> .....	31
<b>6.3.4</b>	<b>Evtrofikacija</b> .....	35
<b>6.3.5</b>	<b>Ribiško upravljanje s poribljavanjem</b> .....	35
<b>6.4</b>	<b>STATISTIČNE ANALIZE</b> .....	38
<b>6.4.1</b>	<b>Vrednotenje povezav med okoljskimi spremenljivkam</b> .....	38
<b>6.4.2</b>	<b>Povezave med okoljskimi spremenljivkami in variabilnostjo združb bentoških nevretenčarjev</b> .....	38
<b>6.4.3</b>	<b>Analize združb bentoških nevretenčarjev vzdolž prepoznanih okoljskih gradientov</b> .....	39
<b>6.4.4</b>	<b>Izračun sestavljenih gradientov in določitev ekoloških pragov</b> .....	41
<b>7</b>	<b>REZULTATI</b> .....	<b>44</b>
<b>7.1</b>	<b>KORELACIJSKI KOEFICIENTI MED OKOLJSKIMI SPREMENLJIVKAMI</b> ..	44
<b>7.1.1</b>	<b>Primerjava korelacijskih koeficientov med skupinami okoljskih spremenljivk</b>	50
<b>7.2</b>	<b>POVEZAVE MED ZDRUŽBAMI BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV IN SPREMENLJIVKAMI IZ SKUPIN REGIONALNE ZNAČILNOSTI, RABA TAL, EVTROFIKACIJA, HIDROMORFOLOŠKE ZNAČILNOSTI IN RIBIŠKO UPRAVLJANJE</b> .....	52
<b>7.3</b>	<b>OKOLJSKI GRADIENTI IN RAZPOREDITEV TAKSONOV</b> .....	56
<b>7.3.1</b>	<b>Okoljski gradienti</b> .....	56
<b>7.3.2</b>	<b>Razlikovanje prepoznanih gradientov na podlagi razporeditve bentoških nevretenčarjev</b> .....	63
<b>7.4</b>	<b>PORAZDELITEV POJASNJENE VARIABILNOSTI ZDRUŽB BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV MED SKUPINO SPREMENLJIVK RIBIŠKO UPRAVLJANJE IN POSAMEZNO SKUPINO SPREMENLJIVK OBREMENITEV</b> .....	65
<b>7.5</b>	<b>PORAZDELITEV POJASNJENE VARIABILNOSTI ZDRUŽB BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV MED SKUPINE RABA TAL, EVTROFIKACIJA, HIDROMORFOLOŠKE ZNAČILNOSTI IN RIBIŠKO UPRAVLJANJE</b> .....	66
<b>7.6</b>	<b>POJASNJENA VARIABILNOST ZDRUŽB BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV Z GRADIENTI OBREMENITEV</b> .....	68
<b>7.6.1</b>	<b>Povezave med gradienti obremenitev</b> .....	71
<b>7.6.2</b>	<b>Povezave med indikatorskimi vrednostmi taksonov bentoških nevretenčarjev</b>	73

7.7	DOLOČITEV EKOLOŠKIH PRAGOV NA PODLAGI ODZIVOV ZDRUŽB BENTOŠKIH NEVRETENČARJEV .....	74
7.7.1	Ekološki prag za sestavljeni gradient raba tal.....	74
7.7.2	Ekološki prag za sestavljeni gradient evtrofikacija.....	76
7.7.3	Ekološki prag za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti.....	78
7.7.4	Ekološki prag za sestavljeni gradient ribiško upravljanje .....	80
7.7.5	Ekološki prag za delež intenzivne kmetijske rabe tal v prispevnem območju ...	82
7.7.6	Ekološki prag za Secchijevo globino.....	84
7.7.7	Ekološki prag za skupni fosfor .....	86
7.7.8	Ekološki prag za biomaso omnivorih rib.....	88
7.7.9	Ekološki prag za biomaso vloženih rib .....	90
8	<b>RAZPRAVA.....</b>	<b>92</b>
8.1	POVEZAVE MED IZBRANIMI OKOLJSKIMI SPREMENLJIVKAMI.....	92
8.2	POVEZAVE MED OKOLJSKIMI DEJAVNIKI IN ZDRUŽBAMI BENTOŠKIH NEVRETENČARJEV .....	93
8.3	POVEZAVE MED RABO TAL, EVTROFIKACIJO, HIDROMORFOLOŠKIMI ZNAČILNOSTIMI IN RIBIŠKIM UPRAVLJANJEM IN ZDRUŽBAMI BENTOŠKIH NEVRETENČARJEV .....	96
8.4	POVEZAVE MED RIBIŠKIM UPRAVLJANJEM IN DRUGIMI OBREMENITVAMI Z ZDRUŽBAMI BENTOŠKIH NEVRETENČARJEV .....	98
8.5	BIOINDIKACIJA IN EKOLOŠKI PRAGOV .....	100
9	<b>SKLEPI.....</b>	<b>103</b>
10	<b>POVZETEK (SUMMARY) .....</b>	<b>105</b>
10.1	POVZETEK.....	105
10.2	SUMMARY .....	109
11	<b>VIRI .....</b>	<b>112</b>
	<b>ZAHVALA</b>	
	<b>PRILOGE</b>	



## KAZALO PREGLEDNIC

Pregl. 1: Glavne conacije jezerskih ekosistemov (Likens, 2010: 12).....	5
Pregl. 2: Obremenitve, ki povzročajo eutrofikacijo v jezerih (WISER, 2009a: 6).....	13
Pregl. 3: Povzetek človekovih dejavnosti, ki vplivajo na spremembo morfologije obrežnega pasu jezer in njihovih posledic na ekosistem (Peterlin in Urbanič, 2013). ....	14
Pregl. 4: Izbrane značilnosti jezer. Pov_stal – površina jezera, VPP – velikost prispevne površine, glob_pov – povprečna globina jezera, t_zad – zadrževalni čas, TP – razpon vrednosti povprečne letne koncentracije celotnega fosforja, I-AG – delež intenzivnega kmetijstva v prispevnem območju jezera, NAR – delež naravnega območja v prispevnem območju jezera in Št. vzorcev – število vzorcev v posameznem jezeru.....	25
Pregl. 5: Kategorije anorganskih in organskih substratov pri vzorčenju BN z nekaterimi spremembami (AQEM, 2002; Urbanič, 2014). ....	28
Pregl. 6: Nove spremenljivke združenih kategorij substratov. ....	28
Pregl. 7: Spremenljivke skupine regionalne značilnosti z oznakami, enotami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans). ....	29
Pregl. 8: Pokrovnosti tal po Corine Land Cover upoštevane pri izračunu posamezne spremenljivke rabe tal.....	30
Pregl. 9: Spremenljivke skupine rabe tal z oznakami, enotami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans). ....	30
Pregl. 10: Spremenljivke skupine hidromorfološke značilnosti z oznakami, enotami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans). ....	31
Pregl. 11: Najmanjše (Cj min) in največje (Cj max) možne vrednosti spremenljivk v območju vednotenja in uteži (AWj) (Peterlin in Urbanič, 2013). ....	34
Pregl. 12: Kriteriji za oceno spremenjenosti območja glede na izračun LMI, razpon vrednosti LMI in opis hidromorfološkega stanja (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013). ....	34
Pregl. 13: Spremenljivke skupine eutrofikacija z oznakami, enotami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans). ....	35
Pregl. 14: Seznam vrst rib in uvrstitev v prehransko skupino (Dußling in sod., 2004). ....	36
Pregl. 15: Spremenljivke skupine ribiško upravljanje z oznakami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans). ....	36
Pregl. 16: Porazdelitev tolerančnih vrednosti 253 taksonov na podlagi CCA analiz (trije enakomerni razredi na podlagi tolarančne vrednosti; Tv5 – steneki taksoni; Tv1 – evrieki taksoni in Tv3 – povprečno tolerantni taksoni). ....	40

- Pregl. 17: Statistično značilne korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient  $R_s$ ) med okoljskimi spremenljivkami. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami (\*\*\*)  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ). Vrednosti  $R_s \geq 0,50$  so natisnjene krepko. Oznake okoljskih spremenljivk so v Preglednici 18..... 45
- Pregl. 18: Celoten set okoljskih spremenljivk, navedenih v vrstnem redu glede na velikost pojasnjene variabilnosti združb BN. Pojasnjene variabilnosti združb BN pred izbiranjem  $\lambda_1$  in po metodi izbiranja,  $\lambda_1$  (FS – po metodi izbiranja med vsemi spremenljivkami; izbranih prvih petnajst spremenljivk) in  $\lambda_1$  (skupinsko) (po metodi izbiranja znotraj posamezne skupine spremenljivk z upoštevanjem sospremenljivk regionalnih značilnosti). Vrednosti so navedene samo za spremenljivke, s katerimi smo statistično značilno ( $p < 0,05$ ) pojasnili variabilnost matrice taksonov; / – spremenljivke, s katerimi nismo statistično značilno pojasnili variabilnosti..... 52
- Pregl. 19: Delež pojasnjene variabilnosti spremenljivke ( $\lambda_1$ ), vrednost statistične značilnosti ( $p$  – vrednost) in relativna pojasnjevalna moč (Relativ.  $\lambda_1$ ) posamezne spremenljivke za sestavo združb BN..... 57
- Pregl. 20: Rezultat CCA za celoten set podatkov mest vzorčenja. Analize so bile individualne za skupine regionalne značilnosti, ribiško upravljanje, raba tal, hidromorfološke značilnosti in evtrofikacija ( $p$  – vrednost – statistična značilnost za prvo os in  $p^*$  – vrednost – statistična značilnost vseh osi). ..... 59
- Pregl. 21: Skupni delež pojasnjene variabilnosti združb BN s sestavljenimi gradienti in enostavnimi gradienti. .... 68
- Pregl. 22: Statistično značilne korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient) med sestavljenimi gradienti obremenitev. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami ( \*\* $p < 0,01$ ; vrednosti  $R_s > 0,50$  so natisnjene krepko)..... 71
- Pregl. 23: Vrednosti sestavljenih in enostavnih gradientov obremenitev v jezerih v Sloveniji. Povp – povprečje, Maks – maksimum, Min – minimum, in vrednosti percentilov (5., 25., 50., 75. in 95 percentil.). ..... 71
- Pregl. 24: Korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient) med sestavljenimi in enostavnimi gradienti obremenitev. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami (\*\* $p < 0,01$ ; \* $p < 0,5$ ;  $R_s$  vrednosti  $> 0,50$  so natisnjene krepko); za kode spremenljivk glej Preglednico 18. .... 72
- Pregl. 25: Vrednosti ekološkega praga ( $cp$ ) za sestavljeni gradient raba tal, določene na podlagi združb BN. Ocene  $cp$  na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum ( $z^-$ )) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum ( $z^+$ )) ter pripadajoči intervali zaupanja..... 74
- Pregl. 26: Vrednosti ekološkega praga ( $cp$ ) za sestavljeni gradient evtrofikacija, določene na podlagi združb BN. Ocene  $cp$  na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum ( $z^-$ )) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum ( $z^+$ )) ter pripadajoči intervali zaupanja..... 76
- Pregl. 27: Vrednosti ekološkega praga ( $cp$ ) za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti, določene na podlagi združb BN. Ocene  $cp$  na podlagi skupine indikatorskih

taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z-)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja..... 78

Pregl. 28: Vrednosti ekološkega praga (cp) za sestavljeni gradient ribiško upravljanje, določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z-)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja. .... 80

Pregl. 29: Vrednosti ekološkega praga (cp) za delež (%) intenzivnega kmetijstva v prispevnem območju jezer (%), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z-)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter s pripadajoči intervali zaupanja..... 82

Vrednosti ekološkega praga (cp) za gradient Secchijeva globina (m), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z-)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja. .... 84

Pregl. 31: Vrednosti ekološkega praga (cp) za skupni fosfor ( $\mu\text{g P/l}$ ), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z-)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja. .... 86

Pregl. 32: Vrednosti ekološkega praga (cp) za gradient biomasa vloženih omnivorih rib (kg/ha), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z-)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja. .... 88

Pregl. 33: Vrednosti ekološkega praga (cp) za biomaso vloženih rib (kg/ha), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z-)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja..... 90

## KAZALO SLIK

Sl. 1: Jezero s prispevnim območjem (Burgis in Morris, 2000: 4).....	4
Sl. 2: Odvisnost širine litorala od naklona pobočja in velikosti jezera. V primerjavi z velikimi jezeri imajo majhna jezera v povprečju večji delež litorala (Likens, 2010: 13) .....	6
Sl. 3: Toplotna plastovitost jezera v štirih letnih časih (Campbell in sod., 2008: 1161).....	8
Sl. 4: Spremembe v združbah organizmov vzdolž gradienta hranil (Legenda: Rastl – rastlinojede ptice; Ribo – ribojede ptice; Nv – nevretenčarji; Makro – makrofiti; Fito – fitoplankton; Zoo – zooplankton; Cipr – ciprinidne ribe; Ps – piscivore ribe) (Jeppesen in sod., 2005b: 4) .....	10
Sl. 5: Dominantnost makrofitov, fitoplanktona in epifitov v povezavi z razpoložljivostjo hranil v vodnem ekosistemu (povzeto po De Nie, 1987: 25) .....	10
Sl. 6: Kompleksnost multiplih obremenitev jezerskih ekosistemov, njihov neposredni vpliv (polna črta) in posredni vpliv (črtkana črta) ter medsebojna povezanost.....	12
Sl. 7: Trije sestavni vidiki trajnosti (Adams, 2006).....	18
Sl. 8: Predlog razvrščanja jezer v razrede ekološkega stanja v Sloveniji na podlagi elementov kakovosti (Urbanič in sod., 2013).....	21
Sl. 9: Lokacije vzorčenih jezer (Le – Ledavsko jezero, Pe1 – Perniško jezero, zgornje, Pe2 – Perniško jezero, spodnje, Ga – Gajševsko jezero, Dr – Družmirsko jezero, Ve – Velenjsko jezero, Šm – Šmartinsko jezero, Sl – Slivniško jezero, Bl – Blejsko jezero, Bo – Bohinjsko jezero, Vo – Vogršček, Kl – Klivnik in Mo – Mola) .....	24
Sl. 10. Metoda vzorčenja litoralnih mikrohabitatnih tipov – 10 podenot (Urbanič in sod., 2012).....	27
Sl. 11: Conacija vrednotenega odseka. <b>Obraslo dno</b> , je ves čas potopljeno in sega od meje trenutnega vodostaja do globine kompenzacijske točke. <b>Območje spremenljivega vodostaja</b> , je med trenutnim vodostajem in novijem srednjega mesečnega visokega vodostaja. Organizmi v tem pasu potrebujejo visoko vlago in so občasno potopljeni. <b>Zaledni pas</b> je nad vodno gladino, kjer ob naravnih pogojih raste obrežna vegetacija. <b>Zaledje</b> je območjekopnega, ki nima stika z vodo in je ob naravnih razmerah poraščeno z gozdovi. (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013) .....	32
Sl. 12: Koraki analiznega postopka med matrikami okoljskih spremenljivk in matriko taksonov BN (Rs – korelacijski koeficient; Ss – indikatorska vrednost taksona; Tv – tolerančna vrednost taksona; oznake skupin spremenljivk: RE – regionalne značilnosti, LU – Raba tal, HM – hidromorfološke značilnosti, EUT – evtrofikacija, RIB – ribiško upravljanje).....	43
Sl. 13: Grafikoni kvantilov korelacijskih koeficientov med okoljskimi spremenljivkami glede na različne kombinacije skupin okoljskih spremenljivk a) ribiško upravljanje (RIB),	

b) evtrofikacija (EUT), c) raba tal (LU), d) hidromorfološke značilnosti (HM) in e) regionalne značilnosti (REG) .....	51
Sl. 14: CCA diagram s 253 taksoni in 15 okoljskih spremenljivk. Za oznake okoljskih spremenljivk glej Preglednico 18 .....	55
Sl. 15: Številčnost (črni stolpci) in diverzitetna sestava (sivi stolpci) glavnih taksonomskih skupin litoralnih BN v podatkovnem setu za vsa jezera.....	56
Sl. 16: Deleži pojasnjene variabilnosti združb BN s posamezno skupino okoljskih spremenljivk .....	60
Sl. 17: Rezultati CCA analiz združb litoralnih BN vseh 114 mest vzorčenja z ugotovljenimi gradienti vzdolž osi 1 in osi 2 po skupinah spremenljivk: a) regionalne značilnosti, b) raba tal, c) evtrofikacija, d) ribiško upravljanje in e) hidromorfološke značilnosti. Za oznake glej Preglednico 18 .....	63
Sl. 18: Kvantili taksonov vzdolž posameznih gradientov na podlagi normaliziranih vrednosti indikatorskih vrednosti taksonov Friedmanovega testa – črke prikazujejo homogene podskupine. Temna črta v vsakem kvadratu predstavlja mediano, črte predstavljajo minimalne in maksimalne vrednosti (odprti krogi so osamelci).....	64
Sl. 19: Združbe bentoških nevretenčarjev vzdolž posameznih gradientov na podlagi tolerančnih vrednosti, razporejenih v tri razrede (Tv1, Tv3 in Tv5). Friedmanov test – črke prikazujejo homogene podskupine .....	65
Sl. 20: Porazdelitev variabilnosti združb BN med spremenljivke ribiško upravljanje in posameznih skupin obremenitev: raba tal, evtrofikacija in hidromorfološke značilnosti, z upoštevanjem sospremenljivk regionalne značilnosti .....	66
Sl. 21: Porazdelitev pojasnjene variabilnosti združb BN med skupine spremenljivk raba tal, evtrofikacija, hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje z upoštevanjem sospremenljivk regionalne značilnosti. Deleži pojasnjene variabilnosti so podani kot disjunktni deleži (raba tal – LU, evtrofikacija – EUT, hidromorfološke značilnosti – HM in ribiško upravljanje – RIB) in presečni deleži dveh, treh ali vseh štirih skupin spremenljivk .....	67
Sl. 22: Razporejenost vzorcev vzdolž izračunanih sestavljenih gradientov a) raba tal, b) evtrofikacija, c) hidromorfološke značilnosti in d) ribiško upravljanje .....	69
Sl. 23: Razporejenost vzorcev vzdolž enostavnih gradientov a) delež intenzivnega kmetijstva, b) Secchijeva globina, c) skupni fosfor, d) biomasa omnivorih rib.....	70
Sl. 24: Število indikatorskih taksonov BN z negativnim (z-) in s pozitivnim (z+) trendom odziva na gradiente obremenitev .....	73
Sl. 25: Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za sestavljeni gradient obremenitve raba tal. <b>a)</b> Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva <b>b)</b> Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva .....	75

- Sl. 26. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za sestavljeni gradient evtrofikacija. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva..... 77
- Sl. 27: Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva ..... 79
- Sl. 28: Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za sestavljeni gradient obremenitve ribiško upravljanje. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva ..... 81
- Sl. 29: Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za delež (%) intenzivne kmetijske rabe tal v prispevnem območju jezer. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva..... 83
- Sl. 30: Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za gradient Secchijeve globina (m) v jezerih. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva ..... 85
- Sl. 31: Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za skupni fosfor ( $\mu\text{g P/l}$ ) v jezerih. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva ..... 87
- Sl. 32: Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za biomaso omnivorih rib (kg/ha) v jezerih. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva ..... 89
- Sl. 33: Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za biomaso vloženih rib (kg/ha) v jezerih. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva ..... 91

## KAZALO PRILOG

Priloge so v elektronski obliki.

- |           |  |
|-----------|--|
| Priloga A | Popisni list in kriteriji za izračun Modularnega Indeksa Spremenjenosti Obale – LMI.                                     |
| Priloga B | Rezultati Friedmanovega testa na podlagi indikatorskih in tolerančnih vrednosti.   |
| Priloga C | Seznam taksonov bentoških nevretenčarjev, njihovih indikatorskih in tolerančnih vrednosti vzdolž prepoznanih gradientov. |

## OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

BN	bentoški nevretenčarji
CCA	kanonična korespondečna analiza (Canonical Correspondence Analysis)
cp	točka preloma (Change point)
CPOM	veliki organski delci (Coarse Particulate Organic Matter)
EUT	eutrofikacija
FPOM	drobni organski delci (Fine Particulate Organic Matter)
FS	metoda izbiranja spremenljivk z vključevanjem značilnih spremenljivk (forward selection)
HM	hidromorfološke značilnosti
LMI	Modularni indeks spremenjenosti obale (Lakeshore Modification Index)
LU	raba tal
pCCA	parcialna kanonična korespondenčna analiza (Partial Canonical Correspondence Analysis)
REG	regionalne značilnosti
RIB	ribiško upravljanje
$R_s$	Spearmanov koeficient korelacije rangov
sum(z+)	vrednost ekološkega praga združbe, določena na podlagi taksonov s pozitivnim trendom odziva
sum(z-)	vrednost ekološkega praga združbe, določena na podlagi taksonov z negativnim trendom odziva
TITAN	metoda za ugotavljanje vrednosti ekološkega praga (Threshold Indicator Taxa ANalysis)
(z+)	takson s pozitivnim trendom spremembe v točki preloma
(z-)	takson z negativnim trendom spremembe v točki preloma



## SLOVARČEK

V slovarčku razlagamo strokovne izraze, kot jih uporabljamo v tem besedilu. V različnih raziskovalnih krogih lahko naletimo na rabo različnih sopomenk in/ali drugačne definicije istih pojmov. V kurzivu navajamo izraze, ki so del razlage strokovnih izrazov in jih prav tako pojasnimo v slovarčku, medtem ko v oklepaju navajamo angleške ustreznice.

**AFOTIČNA CONA (aphotic zone)** – plast vodne mase stoječih voda, kjer ni dovolj svetlobe za potek fotosinteze oz., kjer je *neto fotosinteza* negativna.

**BENTAL (benthal)** – usedline na jezerskem dnu.

**BENTOS (benthos)** – združba organizmov, ki so stalno ali začasno prisotni na delcih substrata ali med njimi v vodnih ekosistemih.

**BIOMANIPULACIJA (biomanipulation)** – načrtno spreminjanje ekosistema z dodajanjem ali odvzemanjem organizmov.

**BIOTURBACIJA (bioturbation)** – pojav aktivnega mešanja usedlin ali vodnih plasti zaradi delovanja organizmov, predvsem živali.

**EKOLOŠKI PRAG (ecological threshold)** – razmere, pri katerih že majhna sprememba obremenitve sproži nenadne (nepričakovane, hitre, velike) spremembe v ekosistemu.

**EKOLOŠKO STANJE (ecological status)** – odraz kakovosti zgradbe in delovanja površinskih vodnih ekosistemov. Določajo ga biološki, hidromorfološki in fizikalno-kemijski elementi (pet razredov ekološkega stanja: zelo dobro, dobro, zmerno, slabo, zelo slabo ekološko stanje).

**EPILIMNIJ (epilimnion)** – površinska plast vodne mase v toplotno razplastenem jezeru.

**EVFOTIČNA CONA (euphotic zone)** – plast vodne mase stoječih voda, kjer je dovolj svetlobe za potek fotosinteze oz. je *neto fotosinteza* pozitivna.

**EVTROFIKACIJA (eutrophication)** – izraz uporabljamo v dveh pomenih: 1. naraven proces, pri katerem se povečuje produktivnost (trofičnost) vodnih ekosistemov; 2. obremenitev, ki je posledica delovanja človeka in prispeva k spreminjanju stanja vodnega ekosistema v smeri evtrofnege.

**FITOPLANKTON (phytoplankton)** – mikroskopski fotosintetski organizmi, ki se pasivno premikajo z vodnimi tokovi.

**HIDROMORFOLOŠKE OBREMENITVE (hydromorphological alterations)** – spremenjene hidrološke in morfološke značilnosti jezer.

**HIPOLIMNIJ (hypolimnion)** – spodnja (pridnena) plast vodne mase v toplotno plastovitem jezeru.

**INDIKATOR (indicator)** – je organizem, ki ga uporabljamo za oceno stanja določenega ekosistema. Izraz se nanaša na organizem ali skupino sorodnih organizmov (vrsto, rod, ...) katerega številčnost, fiziološko stanje ali vedenje odraža stanje oz. spremembo okolja v katerem se nahaja.

**JEZERA (lakes)** – jezera naravnega izvora in *zadrževalniki*.

**KOMPENZACIJSKA TOČKA (compensation point)** – količina svetlobe, pri kateri je količina ogljikovega dioksida, ki se sprosti pri dihanju rastline enaka količini ogljikovega dioksida, ki ga rastlina porablja pri fotosintezi (različna med rastlinami in odvisna od drugih okoljskih dejavnikov).

**LENTIČNI EKOSISTEM (lentic ecosystems)** – stoječi vodni ekosistemi (npr. jezera, ribniki, mlake ...).

**LITORAL (littoral)** – priobalno območje stoječe vode, kjer svetloba omogoča rast *makrofitov*. Sega od meje trenutnega vodostaja do globine *svetlobne kompenzacijske točke*.

**MAKROFITI (macrophytes)** – makroskopske vodne rastline.

**METALIMNIJ (metalimnion)** – plast toplotno plastovitega (razslojenega) stoječega vodnega ekosistema med epilimnijem in hipolimnijem z največjim temperaturnim gradientom.

**NETO FOTOSINTEZA (net photosynthesis)** – razlika med količino ogljika, ki se veže med fotosintezo in količino ogljikovega dioksida, ki se sprošča pri dihanju.

**OBRASLO DNO (littoral zone)** – glej *litoral*.

**OBREMENITEV (stressor)** – dejavnik, ki izvira iz aktivnosti človeka (npr. kmetijstvo, raba tal prispevnega območja), vpliva na razmere v površinskih vodah in s tem na značilnosti združb bentoških nevretenčarjev (npr. obremenjevanje z organskimi snovmi,

obremenjevanje s hranili, spreminjanje hidromorfoloških značilnosti površinskih voda) (UL EU, 2000).

**OKOLJSKI GRADIENT (environmental gradient)** – besedno zvezo uporabljamo v dveh pomenih: 1. zvezno spreminjanje okoljskega dejavnika v prostoru in/ali času; 2. abstraktna dimenzija ekološkega prostora, relativna pozicija statističnih vzorcev v tem prostoru odraža podobnost okolij in/ali sestave združb organizmov.

**OLIGOTROFNO STANJE (oligotrophic state)** – glej *oligotrofičnost*.

**OLIGOTROFIČNOST (oligotrophic)** – stanje lentičnega ekosistema, določeno z nizko koncentracijo hranil ali nizko stopnjo bioprodukcije.

**PERIFITON (periphyton)** – združba obrasti avtotrofnih in heterotrofnih organizmov (cianobakterije, glive, protozoi, mikro alge in nekateri mnogoceličarji), ki poseljujejo dno vodnega ekosistema (Urbanič in Toman, 2003).

**PORIBLJAVANJE (fish stocking)** – vlaganje rib v jezera iz upravljaljskih, športno rekreativnih ali gojitvenih razlogov.

**PRODUKTIVNA CONA (euphotic zone)** – glej *evfotična cona*.

**PROFUNDAL (profundal zone)** – območje bentala pod *kompensacijsko točko*.

**REFERENČNE RAZMERE (reference conditions)** – razmere v vodnem telesu brez vpliva oziroma z minimalnim vplivom človeka.

**SECCHIJEVA GLOBINA (Secchie depth)** – mera za prosojnost vode v jezeru.

**SUKCESIJA (succession)** – spreminjanje jezerskega ekosistema v času.

**TERMALNA STRATIFIKACIJA (thermal stratification)** – toplotna plastovitost globljih jezer kot posledica razlik v gostoti vodne mase.

**TERMOKLINA (thermocline)** – glej *metalimnij*.

**ZADRŽEVALNIK (impoundment)** – vodno telo, ki ima značilnosti jezerskega ekosistema in je nastalo z zaježitvijo vodotoka ali kot posledica drugih dejavnosti človeka (npr. posedanje terena zaradi rudarjenja).

**ZDRUŽBE ORGANIZMOV (assemblages/communities)** – skupnost sobivajočih organizmov različnih taksonov.

## 1 UVOD

Zgradbo in delovanje vodnih ekosistemov določajo številni okoljski dejavniki. Okoljski dejavniki odražajo naravne značilnosti in antropogene značilnosti prispevnega območja vodnega ekosistema. Človekove dejavnosti (npr. raba zemljišč, izpust strupenih snovi, vnos hranil) spreminjajo okolje in predstavljajo za vodne ekosisteme obremenitev. Zaradi mnogih obremenitev so vodni ekosistemi med najbolj ogroženimi ekosistemi na svetu (Dudgeon in sod., 2006). V kolikor želimo vodo kot nenadomestljivo naravno dobrino ohranjati in varovati, je potrebno z vodnimi ekosistemi trajnostno upravljati. Izhodišča za trajnostno upravljanje vodnih ekosistemov so smernice (npr. Water Framework Directive – WFD), ki so lahko osnova za pripravo nacionalnih zakonodaj s področja voda. Na podlagi smernic kompetentne institucije pripravljajo metodologije vrednotenja stanja voda in sprejemajo ukrepe za omejevanje antropogenih sprememb vodnih ekosistemov. Spremenjenost zgradbe in delovanje vodnih ekosistemov ovrednotimo kot ekološko stanje ekosistema glede na izhodiščno naravno stanje (referenčno stanje). Vrednotenje ekološkega stanja temelji na zaznavanju sprememb v strukturi in delovanju združb vodnih organizmov (bioloških elementov), ki so posledica sprememb v okolju.

Eden izmed bioloških elementov na podlagi katerih vrednotimo ekološko stanje so združbe bentoških nevretenčarjev (UL EU, 2000). Bentoški nevretenčarji so pomembna povezava med primarnimi producenti in organizmi višjih trofičnih ravni v prehranjevalnem spletu (Irvine in Donohue, 2000). Zaradi vsesplošne razširjenosti in relativne omejenosti na raven habitatov, velike biotske pestrosti in velike občutljivosti na različne okoljske dejavnike so bentoški nevretenčarji dobri pokazatelji mnogih sprememb v vodnih ekosistemi – bioindikatorji (Sandin in Johnson, 2000; Jyvasjarvi in sod., 2012; Miler in sod., 2014). Medtem ko bentoške nevretenčarje pogosto uporabljajo za vrednotenje ekološkega stanja rek, je njihova uporaba za vrednotenje ekološkega stanja jezer relativno redka (npr. Birk in sod., 2012). Za razvoj metodologij vrednotenja ekološkega stanja je primarno potrebno poznavanje povezav med vodnimi organizmi in obremenitvami. Razumevanje interakcij med abiotskimi in biotskimi dejavniki predstavlja osnovo za pripravo in izboljšavo obstoječih načrtov upravljanja stoječih voda.

## 2 OPREDELITEV PROBLEMA

Degradacija vodnih ekosistemov zaradi človekove dejavnosti predstavlja globalni problem (Wagenhoff in sod., 2012). Z naraščanjem števila ljudi na Zemlji se povečuje tudi intenziteta okoljskih sprememb (Vitousek in sod., 1997). Človekove dejavnosti v vodnih ekosistemih in njihovem prispevnem območju (npr. obremenjevanje s hranili in z organskimi snovmi, ter spreminjanje hidromorfoloških značilnosti) vodne ekosisteme spremenijo in zanje predstavljajo (antropogeno) obremenitev (Paul in Meyer, 2001; Allan, 2004; Lotze, 2010; Atkins in sod., 2011). Prekomerno izkoriščanje vodnih virov vpliva na kakovost in manjšanje števila ekosistemskih uslug (npr. pitna voda, namakanje in druge dejavnosti). V kolikor želimo ekosistemske usluge koristiti dolgoročno, moramo z vodnimi ekosistemi trajnostno upravljati (Sandin in Solimini, 2009).

Smernice trajnostnega upravljanja voda v Evropski uniji temeljijo na Vodni direktivi (UL EU, 2000). Na podlagi Vodne direktive je upravljanje z vodnimi ekosistemi usmerjeno tako, da ohranijo dobro ekološko stanje. Izhodišče za vrednotenje ekološkega stanja vodnega ekosistema so referenčne razmere. Referenčne razmere so biotske razmere v ekosistemih, kjer ni opaznega vpliva delovanja človeka ali so vplivi človeka na ekosisteme minimalni. V vodnih ekosistemih razmere določajo naravni in antropogeni dejavniki jezera in njegovega prispevnega območja. Zaradi povezanega delovanja naravnih in antropogenih dejavnikov je razmejevanje med vplivi naravnih in antropogenih dejavnikov na vodne ekosisteme težavno (Pavlin in sod., 2011; Allan in sod., 2012). Hkrati na vodne ekosisteme pogosto deluje več obremenitev (multiple obremenitve) (Ormerod in sod., 2010). Za vrednotenje vpliva obremenitve je nujno poznavanje naravnih dejavnikov v vodnem ekosistemu in njegovem prispevnem območju (Solimini in Sandin, 2012). Poznavanje obremenitev in njihovega vpliva je potrebno za razvoj metodologij in upravljanje vodnih ekosistemov.

Vplive obremenitev lahko vrednotimo na podlagi sprememb v strukturi in delovanju združb vodnih organizmov (Cuffney in sod., 2010). Združbe bentoških nevretenčarjev (BN) se odzivajo na številne obremenitve in so dobri bioindikatorji sprememb v vodnem ekosistemu (Urbanič in Toman, 2003). Uporabnost združb BN za vrednotenje vplivov obremenitev v rekah je dobro raziskana (npr. Arscott in sod., 2010; Longing in sod., 2010; Pavlin in sod., 2011; Petkovska in Urbanič, 2015), medtem ko so tovrstne raziskave v jezerih redke (npr. Nõges in sod., 2009; Jyväsjärvi, 2011). Vplive obremenitev na združbe BN v jezerih raziskovalci običajno ugotavljajo ločeno za litoralne, sublitoralne in profundalne združbe (npr. Jyväsjärvi in sod., 2010; Bazzanti in sod., 2012; Urbanič, 2014a). Ugotovili so, da se združbe BN v posameznem območju jezera (litoral, sublitoral in profundal) različno odzivajo na obremenitve (Solimini in sod., 2006). Vpliv evtrofikacije na združbe BN je večji v profundalu kot v litoralu (Solimini in sod., 2006; Solimini in Sandin, 2012). Kljub temu, da v litoralu jezera na združbe BN najbolj vplivajo

spremenjene hidromorfološke značilnosti jezera, kadar so spremembe v profundalu majhne (Brauns in sod., 2007), se združbe BN litorala jezer odzivajo na okoljske dejavnike različnih prostorskih ravni jezera (npr. raven mikrohabitata in celotnega jezera) ter prispevnega območja (Tolonen in sod., 2001; Johnson in Goedkoop, 2002; Brauns in sod., 2007). Zaradi odziva BN na okoljske dejavnike različnih prostorskih ravni so raziskovalci domnevali, da so litoralne združbe BN primerni bioindikatorji za ugotavljanje vplivov multiplih obremenitev (Solimini in sod., 2006), vendar ugotovitve v kasnejših raziskavah primernosti litoralnih združb BN za vrednotenje vplivov multiplih obremenitev niso v celoti potrdili (npr. Brauns in sod., 2007; Solimini in Sandin, 2012).

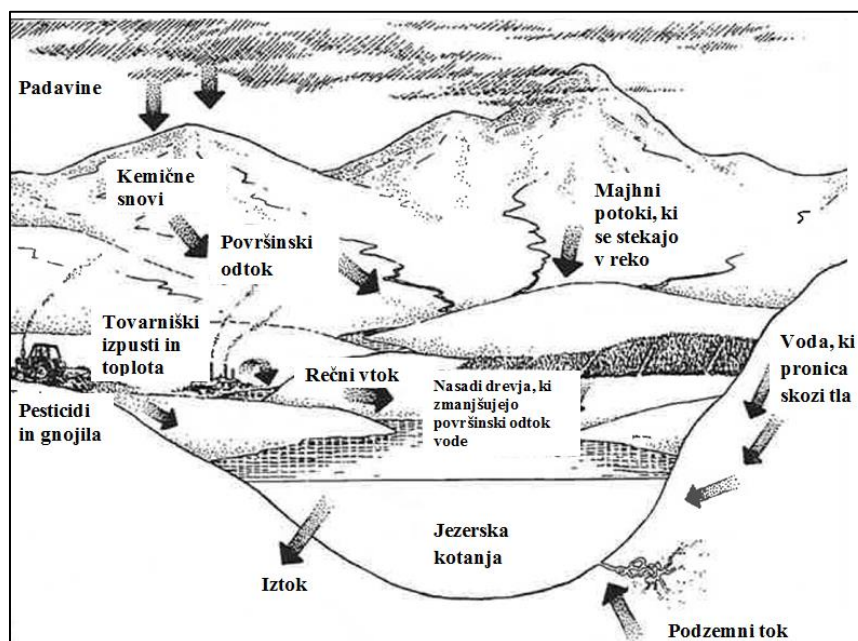
Zaradi poseljenosti območij ob jezerskih obalah in številnih človekovih dejavnosti je litoral zelo ogroženo območje jezer (Vadeboncoeur in sod., 2001; Peterlin in Urbanič, 2013). Zaradi neposrednega stika litorala s prispevnim območjem so vplivi številnih antropogenih obremenitev, kot so raba tal (McGoff in Sandin, 2012), eutrofikacija (Tolonen in sod., 2003; White in Irvine, 2003; Donohue in sod., 2009b; Bazzanti in sod., 2012), spremenjene hidromorfološke značilnosti (Brauns in sod., 2007; Gabel in sod., 2012; Jurca in sod., 2012; Peterlin in Urbanič, 2013; McGoff in sod., 2013; Urbanič, 2014a) in poribljavanje jezer (Diehl, 1995; Leppä in sod., 2003) domnevno večji v litoralu kot v drugih delih jezera.

Ekološke raziskave o vplivih posameznih obremenitev na litoralne združbe BN so številčnejše (npr. Donohue in sod., 2009a; Pilotto in sod., 2012; Pope in Hannelley, 2013) od raziskav o vplivih multiplih obremenitev (npr. McGoff in Sandin, 2012; Pilotto in sod., 2015). V raziskavah o vplivu multiplih obremenitev raziskovalci niso prišli do enakih zaključkov (White in Irvine, 2003; Tolonen in sod., 2005). Raziskave o kombinaciji vplivov rabe tal, eutrofikacije, spremenjenosti hidromorfoloških značilnosti jezer in upravljanja s poribljavanjem na litoralne združbe BN v literaturi nismo zasledili.

### 3 PREGLED OBJAV

#### 3.1 STOJEČE VODE

Ekosistem s stoječo vodo ali lentični sistemi so jezera, mlake, močvirja, gramoznice in (Gibson in sod., 2000; Burgis in Morris, 2007). Lentični sistemi so sistemi naravnega ali antropogenega izvora, ki se napajajo s padavinsko vodo in z vodo vtokov potokov in rek (Burgis in Morris, 2007) (Slika 1). Značilnost stojećih voda je dolgo zadrževanje vode na enem mestu ali počasen vodni tok (Brönmark in Hansson, 2005).



Slika 1. Jezero s prispevnim območjem (Burgis in Morris, 2000: 4)

Figure 1. Lake and its catchment (Burgis and Morris, 2000: 4).

##### 3.1.1 Ekosistem jezero

Geomorfologija jezera vpliva na zadrževalni čas vode v jezeru, lastnosti vtoka in iztoka vode ter metabolizem jezera (Wetzel, 2001). Kemizem vode v jezeru je odvisen od dinamike pretoka, kemizma pritokov, topografije, lastnosti prsti in geologije prispevnega območja (Müller in sod., 1998; Morales-Baquero in sod., 1999; Liu in sod., 2010). Morfološke značilnosti, npr. oblika in velikost jezerske kotanje, vplivajo na količino raztopljenih plinov in hranil v vodi ter neposredno na delovanje ekosistema (Brönmark in Hansson, 2005). Voda v globokem jezeru brez obremenitev z dolgim zadrževalnim časom je bolj prosojna in vsebuje manjšo koncentracijo hranil in količino planktona, kot voda v plitvih jezerih s krajšim zadrževalnim časom (Nöges, 2009). Oblike jezerskih kotanj so

zelo raznolike in odražajo nastanek jezer. Brönmark in Hansson (2005) navajata, da se oblika kotanje spreminja zaradi gibanja vode in količine suspendiranih snovi, vnesenih s prispevnih površin v jezero. Prispevno površina jezera je območje kopnega, s katerega vsa voda odteka v jezero (Osborne, 2012). Značilnosti prispevnega območja (npr. velikost, tip vegetacije, tip prsti) vplivajo tudi na kemijske lastnosti jezera (npr. Schindler, 2009; Curtis in Morgenroth, 2014).

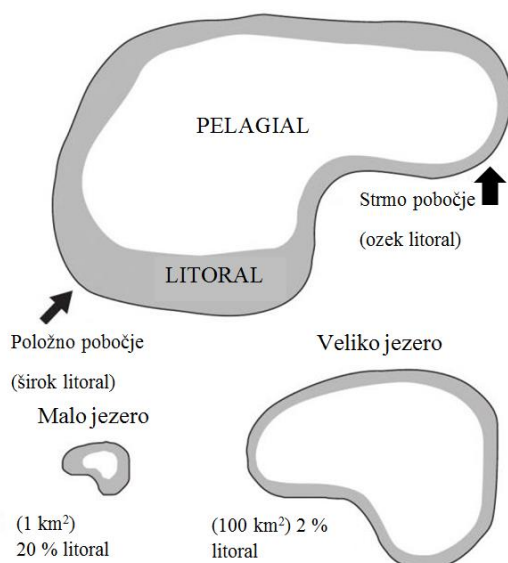
Raziskave jezer obsegajo dinamiko prehranjevalnih spletov, metabolizem jezer, biokemijske procese v jezerih in razporeditev združb vodnih organizmov (Forbes, 1887; Hairston in Fussman, 2014). Dinamika jezerskega ekosistema se odraža v spreminjanju fizikalno-kemijskih lastnosti, ki se razlikujejo v jezeru (intravariabilnost) in med jezeri (intervariabilnost) (Moss in sod., 1994). V jezeru so številne prostorske cone v navpični (vertikalni) in vodoravni (horizontalni) smeri (Preglednica 1) (Likens, 2010). Prisotnost posameznih con v jezeru in njihov obseg je določen z morfologijo jezer (npr. naklon jezerske obale določa širino litorala). Delež litorala je v plitvih jezerih praviloma večji kot v globokih jezerih (Slika 2). Cone v jezeru imajo različne ekološke značilnosti in različne habitate (Wetzel, 2001; Likens, 2010). Kljub razlikam v značilnostih posameznih con, se snovi med conami izmenjujejo.

Preglednica 1. Glavne conacije jezerskih ekosistemov (Likens, 2010: 12)

Table 1. Major zonation systems for lakes (Likens, 2010: 12).

Conacija	Časovna spremenljivost	Opis
<i>Horizontalna</i>	Stabilna	
pelagial		Prosta vodna masa (osvetljenost dna < 1%)
litoral		Obraslo območje ob obali (osvetljenost dna > 1%)
<i>Vertikalna</i>	Stabilna	
vodni stolpec		Voda od gladine do jezerskega dna
jezerski sediment		Jezerski delci pod vodnim stolpcem
bental		Vmesnik med vodnim stolpcem in dnom jezera (usedline na jezerskem dnu)
<i>Vertikalna</i>	Sezonska	
Epilimnij		Zgornja gostotna plast vode
Metalimnij		Srednja gostotna plast vode
Hipolimnij		Spodnja gostotna plast vode
<i>Vertikalna</i>	Dinamična	
Eufotična		Deli jezera, kjer je > 1% svetlobe (omogočen potek fotosinteze za večino avtotrofov)
Afotična		Deli jezera, kjer je < 1% svetlobe (negativna neto fotosinteza za večino avtotrofov)





Slika 2. Odvisnost širine litorala od naklona pobočja in velikosti jezera. V primerjavi z velikimi jezeri imajo majhna jezera v povprečju večji delež litorala (Likens, 2010: 13)

Figure 2. Variation of littoral depends of the slope along the margin of a given lake. Smaller lakes have higher percent areal coverage of littoral zone total lake area compared to bigger lakes (Likens, 2010: 13).

### 3.1.2 Horizontalna conacija

Sončevo sevanje je glavni vir energije v jezerskih ekosistemih in vpliva na primarno produkcijo, prehranjevalni splet in nastanek različnih habitatov v jezeru (Burgis in Morris, 2007). V conah litorala in pelagiala je sončne svetlobe dovolj za fotosintezo, medtem ko v profundalu svetlobe ni oz. je neto fotosinteza negativna (Wetzel, 2001).

Meja med litoralom in pelagialom je določena z globino, kjer je omogočena rast makrofitov in perifitona zaradi zadostne količine svetlobe (Brönmark in Hansson, 2005). Odprta voda ali pelagial predstavlja mnogo bolj homogen habitat kot litoral (Hutchinson, 1961, Scheifhacken in sod., 2007). V pelagialu prevladujejo prosto gibajoči se organizmi, kot so plankton in ribe (Wetzel, 2001). Dobra plovnost omogoča planktonu horizontalno in vertikalno premikanje v vodnem stolpcu (Hallegraeff, 1988). Najvažnejši dejavniki, ki vplivajo na razporeditev planktona v vodnem stolpcu, so svetloba, temperaturne razmere, vsebnost hranil in paša (Wetzel, 2001). V pelagialu primarna produkcija temelji na fitoplanktonu, s katerim se prehranjuje zooplankton. Odmrli plankton počasi tone na dno jezera v profundal in litoral, kjer tvori sediment in predstavlja vir hrane za živali, bakterije in glive. Bakterije in glive razgradijo organske snovi in omogočajo kroženje snovi v celotnem vodnem stolpcu (Ludsin in Höök, 2012).

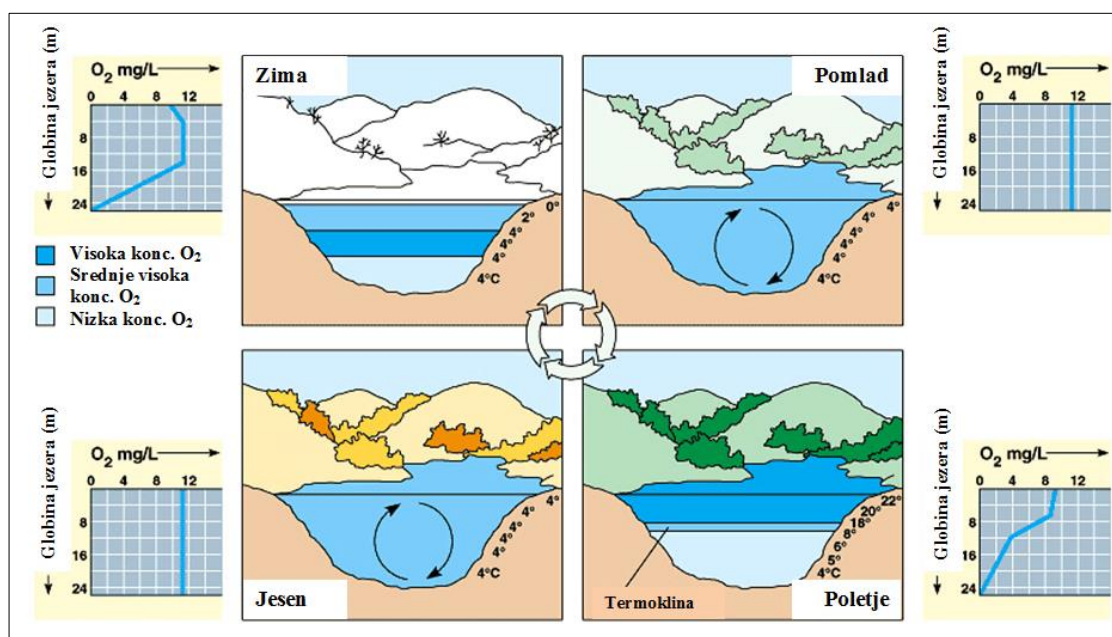
Litoral je eufotična cona, kjer so prisotni primarni producenti – fitoplankton, makrofiti in perifiton (Wetzel, 2001). Prisotnost makrofitov je glavni razlog za veliko biotsko pestrost v litoralu. Makrofiti predstavljajo povezavo med usedlinami, vodo in ozračjem (Carpenter in Lodge, 1986). Sodelujejo v ekosistemskih procesih, kot so biomineralizacija, transpiracija, sedimentacija, kroženje hranil in izpust biogenih plinov v ozračje (Carpenter in Lodge, 1986). Makrofiti v svojo biomaso vežejo hranila iz sedimenta in vode ter vplivajo na kemizem vode. Potopljeni makrofiti preprečujejo erozijo in premik drobnih usedlin (Madsen in sod., 1995). S tvorbo mikrohabitatov za perifiton, mest za odlaganja jajčec rib in skrivališč za mnoge organizme povečujejo biotsko pestrost (Klaassen in Nolet, 2007; Lampert in Sommer, 2007). Z živimi makrofiti se prehranjuje zelo malo organizmov (Germ, 2013). Del makrofitov propade in potone na dno jezer ter kot avtohtona organska snov predstavlja vir hrane za nekatere organizme (Lampert in Sommers, 2007) in skupaj s preostalimi makrofiti vpliva na produktivnost jezera. Na rast in obseg primarne produkcije makrofitov s senčenjem vplivajo epifitske alge (Tolonen in sod., 2005; De Backer in sod., 2010). Epifitske alge so vir hrane za mnoge vodne organizme. Vodni organizmi živijo na listih in steblih makrofitov ali med koreninami (Burgis in Moris, 2007). V litoralu živijo številni BN. Najbolj značilni so polži (Gastropoda), raki (Crustacea) ter številne ličinke vodnih žuželk, npr. ličinke kačjih pastirjev (Odonata), enodnevnice (Ephemeroptera), mladoletnice (Trichoptera) in dvokrilcev (Diptera). Večina vodnih žuželk preživi v vodi v larvalnem stadiju, medtem ko je večina odraslih žuželk kopenskih. Nekateri BN, npr. vodni hrošči (Coleoptera) in vodne stenice (Hemiptera) v vodi živijo stalno (Wetzel, 2001; Brönmark in Hanssen, 2005; Lewis, 2003; Vadeboncoeur in sod., 2011). V litoralu jezer so običajno prisotne tudi ribe, ki pogosto migrirajo med conami v jezeru zaradi svojih življenjskih potreb (razmnoževanje, plenjenje) (Lucas in Baras, 2001). Razporeditev organizmov in razpoložljivost hrane v litoralu ima posreden učinek tudi na reprodukcijo in območja gnezdenja ptic (Hake in sod., 2005; Desgrandes in sod., 2006).

### 3.1.3 Plastovitost jezer

Sončevo sevanje neposredno vpliva na temperaturo vode. Temperatura vode je pomemben dejavnik v jezerih, saj vpliva na metabolizem, razširjenost in vedenje organizmov (Wetzel, 2001; Brönmark in Hansson, 2005). V različnih letnih časih se temperatura in posledično gostota vode od površine do dna jezera spreminjata. Različne gostote vode v vodnem stolpcu povzročijo vertikalno razslojenost oz. stratifikacijo jezera (Likens, 2010) (Slika 3).

V dimiktičnih stratificiranih jezerih v poletnem času v vodi prepoznamo tri plasti (epilimnij, metalimnij in hipolimnij). Za razliko od zgornje, tople plasti, tj. epilimnija, se v spodnji, hladni plasti, tj. hipolimniju, voda ne meša (Vašek in sod., 2013). Med epilimnijem in hipolimnijem je prehodno območje, metalimnij. Metalimnij preprečuje mešanje snovi med epilimnijem in hipolimnijem (Likens, 2010). V metalimniju nastopi

termoklina, tj. strm gradient temperature vode (Fortino, 2014). Termoklina preprečuje dostop atmosferskega kisika do dna jezera. Pod termoklino lahko zaradi bakterijske aktivnosti in razkroja organskih snovi kisika povsem zmanjka (anoksija), kar pa je predvsem odvisno od produktivnosti jezera (Correll, 1998). Kemijske značilnosti posamezne plasti vode zaradi toplotne plastovitosti pogojujejo količina kisika in količine hranil (Wetzel, 2001; Burgis in Morris, 2007). Plastovitost izgine spomladi in jeseni, v obdobju, ko se zaradi spremembe temperature voda v jezeru ponovno premeša. Po izginotju termokline hranila iz zgornje plasti postanejo dostopna organizmom v spodnji plasti. V zimskem času je plastovitost inverzna (Wetzel, 2001).



Slika 3. Toplotna plastovitost jezera v štirih letnih časih (Campbell in sod., 2008: 1161)

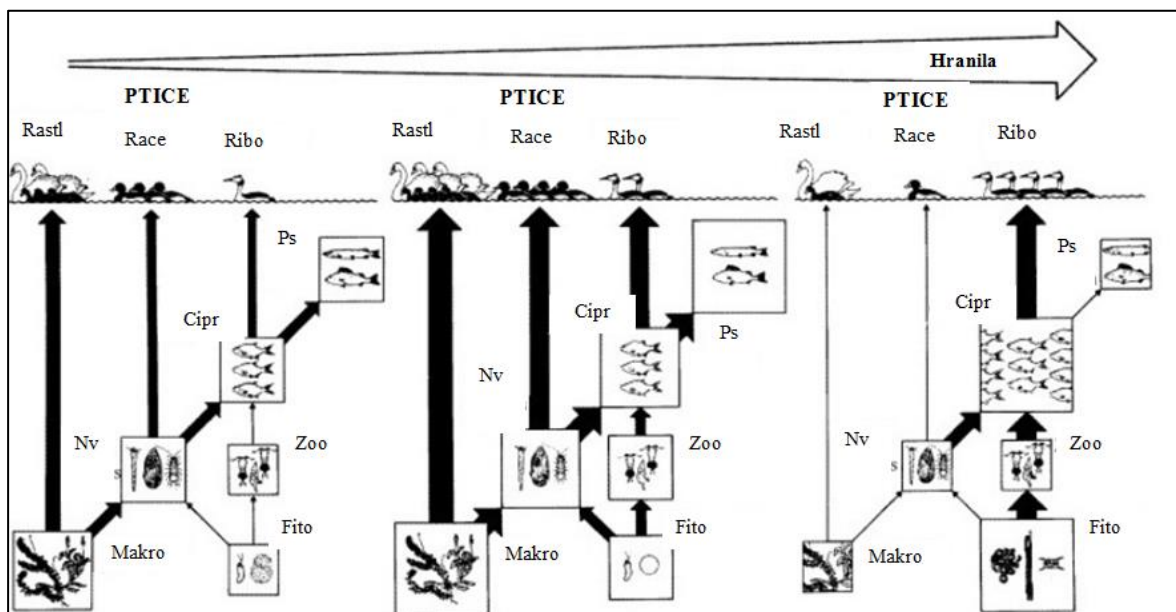
Figure 3. Thermal stratification of a lake (Campbell in sod., 2008: 1161).

Trajanje plastovitosti je odvisno od klimatskih značilnosti pokrajine, v kateri je jezero, in morfoloških značilnosti jezera. V zelo plitvih jezerih, kjer je je litoral obsežnejši od pelagiala, se toplotna plastovitost ne pojavi. Obstajajo tudi zelo globoka jezera, ki so stratificirana vse leto. Večina plitvih in globokih jezer zmernega klimatskega pasu je termalno plastovitih dvakrat na leto (Wetzel, 2001). Na osnovi števila kroženja vodne masa po celotnem vodnem stolpcu v enem letu jezera delimo v več osnovnih tipov: amiktična (vodna masa se ne meša), monomiktična (vodna masa se premeša enkrat letno), dimiktična (vodna masa se premeša dvakrat letno) in polimiktična (vodna masa se premeša večkrat letno). Temperatura vode in plastovitost sta dominantna dejavnika vseh fizikalno-kemijskih procesov v jezeru in posledično tudi produktivnosti jezera (Adrian in sod., 2010).

### 3.1.4 Produktivnost jezer

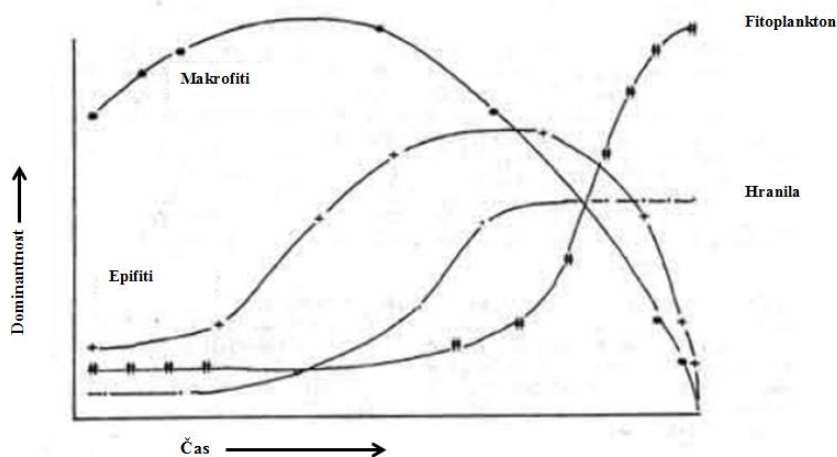
Produktivnost jezer je odvisna od mnogih dejavnikov (Wetzel, 2001). Primarna produkcija v jezerih je primarno omejena s količino hranil, koncentracijo kisika in količino svetlobe. Za vsa jezera je značilna stalna podvrženost sukcesiji (Schneck in sod., 2011). Spreminjanje jezera običajno poteka od stanja nizke k stanju visoki produktivnosti (Wetzel, 2001). Primarna produkcija fotosinteznih organizmov v jezerih je osnova prehranjevalnega spleta v vodnem ekosistemu (Wetzel, 2001). Primarno produkcijo opredelimo kot količino novonastale biomase v določenem časovnem obdobju (Leveque, 2003). Neumann (1919) je na podlagi populacije fitoplanktona uvedel koncept oligo- in evtrofnosti v jezerskih ekosistemih. Jezera, v katerih je bilo malo fitoplanktona, je označil za oligotrofna, jezera z veliko fitoplanktona pa za evtrofna (Wetzel, 2001). Carlson (1984) ter Carlson in Simpson (1996) so opozorili, da je koncept trofičnega stanja v limnologiji pomemben kot kritični organizacijski koncept. Kontinuum trofičnih nivojev se uporablja kot najenostavnejša in zelo uporabna osnova za definicijo trofičnega stanja, ki za merilo uporablja biomaso ali stopnjo produktivnosti (Wetzel, 2001).

Primarna produkcija v jezeru je odvisna tudi od morfometrije jezerske kotanje, značilnosti prispevnega območja in klimatskih dejavnikov itd. Visoka raven produktivnosti v plitvih jezerih lahko privede do zamenjave makrofitov s fitoplanktonom, ki postane dominantni primarni producent (Robin in sod., 2014). V jezerih lahko pride do spremembe prosojne vode v motno vodo (angl. »*shift* from a *clear-water* to a *turbid-water* state) (De Backer in sod., 2012). Sočasno se s povečano količino hranil v nekaterih jezerih poveča biomasa rib, s prevlado ciprinidnih rib, kot sta rdečeoka (*Rutilus rutilus*) in ploščič (*Abramis brama*). Povečana biomasa planktivorih rib se odraža v povečanem plenjenju zooplanktona in posledično zmanjšanem plenjenju fitoplanktona. Večja kot je biomasa fitoplanktona, manjša je prosojnost vode oz. tako imenovane Secchijeve globine (Williams in Moss, 2003). Povečano ribje plenjenje zmanjša tudi število strgalcev (npr. polžev), ki se prehranjujejo z epifiti. Rezultat je jezero z veliko biomaso ciprinidnih rib, veliko količino fitoplanktona, z malo submerznimi makrofiti in velikim številom ptic, ki se prehranjujejo z ribami (Jeppesen in sod., 2005b) (Slika 4). Obratno ob prehodu motne vode v prosojno vodo začnejo med primarnimi producenti prevladovati submerzni makrofiti ali perifitske alge (Scheffer in sod., 1993; Liboriussen in sod., 2005) (Slika 5).



Slika 4. Spremembe v združbah organizmov vzdolž gradienta hranil (Legenda: Rastl – rastlinojede ptice; Ribo – ribojede ptice; Nv – nevretenčarji; Makro – makrofiti; Fito – fitoplankton; Zoo – zooplankton; Cipr – ciprinidne ribe; Ps – piscivore ribe) (Jeppesen in sod., 2005b: 4)

Figure 4. Changes in water organism assemblages along nutrient gradient (Legend: Rastl – herbivorous birds; Ribo – piscivorous birds; Nv – invertebrates; Makro – aquatic plants; Fito – phytoplankton; Zoo – zooplankton; Cipr – cyprinids; Ps – piscivorous fish) (Jeppesen in sod., 2005b: 4).



Slika 5. Dominantnost makrofitov, fitoplanktona in epifitov v povezavi z razpoložljivostjo hranil v vodnem ekosistemu (povzeto po De Nie, 1987: 25)

Figure 5. Dominance of macrophytes, phytoplankton and epiphytes linked to nutrient availability in water ecosystem (modified by De Nie, 1987: 25).

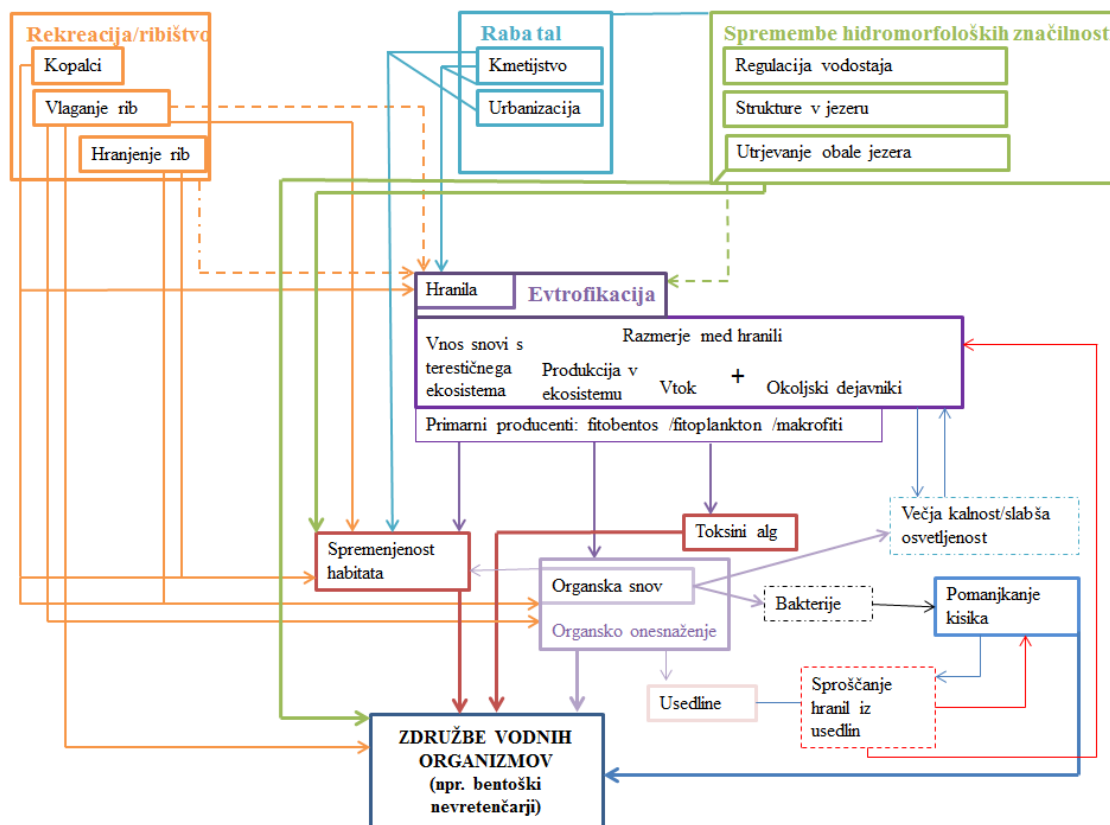
Količina hranil je glavni dejavnik, ki zagotavlja primarno produkcijo (Dillon in Rigler, 1974). Količina hranil, ki niso posledica človekove aktivnosti in se spirajo iz prispevnega območja v jezero, omogočajo izhodiščno zgradbo in delovanje jezerskega ekosistema

(Common Implementation Strategy..., 2003). Negativni vplivi velike vsebnosti hranil v jezerskih ekosistemih so povečana rast epifitskih alg, posledično izguba potopljene vegetacije zaradi senčenja, razvoj hipoksije ali anoksičnih razmer zaradi razgradnje organskih snovi in spremembe v sestavi združb BN zaradi pomanjkanja kisika ali prisotnosti strupenih fitoplanktonskih organizmov (Revilla in sod., 2009). Povečana produktivnost ali eutrofikacija je v mnogih jezerih neposredna posledica povečanega vnosa hranil zaradi delovanja človeka (Schindler in Vallentyne, 2008; De Backer in sod., 2012). Zaradi urbanizacije in odvajanja odpadnih voda ter intenzivnega kmetijstva so se povečale obremenitve jezer s hranili po vsem svetu (Yang in sod., 2008).

### 3.2 OBREMNITVE JEZERSKIH EKOSISTEMOV

Obremenitve ali antropogeni dejavniki so tisti dejavniki, ki povzročijo spremembe abiotičnih in biotičnih razmer v jezerskem ekosistemu in izvirajo iz človekove dejavnosti. Zaradi tesne povezanosti vodnega ekosistema s prispevnim območjem moramo upoštevati vplive obremenitev celotnega prispevnega območja (Hynes, 1975; Snyder in sod., 2003; Townsend in sod., 2004; Buck in sod., 2004; Allan, 2004; Von Schiller in sod., 2008). Z upoštevanjem obremenitev na ravni prispevnega območja so upoštevani kumulativni vplivi človekovega delovanja na vodne ekosisteme (Johnson in Host, 2010).

Jezeri so pogosto spremenjena zaradi hkratnega delovanja več obremenitev, npr. prisotnosti kopalcev, iztokov odpadnih vod, intenzivne kmetijske rabe, utrjevanja jezerskih brežin itd. (Donohue in sod., 2009a). Odzivi vodnih organizmov na posamezno obremenitev se razlikujejo od odzivov na hkratno delovanje več obremenitev (multiplih obremenitev) (Todgham in Stillman, 2013). Zaradi kompleksne medsebojne povezanosti obremenitev je ugotavljanje neodvisnih vplivov obremenitev na vodne organizme pogosto oteženo (Christensen in sod., 2006; Lange in sod., 2014) (Slika 6). Vpliv obremenitve se odraža v različnih prostorskih razsežnostih in je omejen na del ekosistema, ali pa je prisoten v celotnem ekosistemu. Za vsa vodna telesa je značilno, da se vplivi mnogih obremenitev odražajo v celotnem ekosistemu in prikrijejo učinke lokalne degradacije (Lorenz in Feld, 2012). Poznavanje hierarhičnosti vplivov obremenitev in medsebojnega delovanja obremenitev je temeljnega pomena za pripravo načrtov upravljanja voda.



Slika 6. Kompleksnost multiplih obremenitev jezerskih ekosistemov, njihov neposredni vpliv (polna črta) in posredni vpliv (črtkana črta) ter medsebojna povezanost

Figure 6. The complexity of multiple pressures of lake ecosystems, their direct effect (solid line) and indirect effect (dotted line) and interconnectedness.

### 3.2.1 Raba tal

S spremembo naravne pokrajine zaradi človekovega delovanja je postala raba tal ena od dominantnih obremenitev vodnih ekosistemov (Meyer in Turner, 1994). Osnovni procesi, na katere vpliva raba tal v prispevnih območjih jezera, so usedanje snovi, erozija, vnos hranil, spremenjena hidrologija in temperaturni režim (Carpenter in sod., 1998; Allan in Johnson, 1997; DeLong in Brusven, 1998; Clements in sod. 2000; Henley in sod. 2000; Hancock, 2002; Niyogi in sod. 2003). Snovi, ki se spirajo iz prispevnega območja v jezerski ekosistem, so odvisne od vrste rabe tal (Lee in sod., 2009).

Na stanje voda najbolj vplivata kmetijska in urbana raba tal (Bryce in sod., 1999; Roy in sod. 2003; Benke in Cushing, 2004). Z večanjem deleža kmetijske rabe na prispevnih območjih se večja obremenjenost jezera s fosforjem in z dušikom (Sileika in sod., 2005), kar vodi do eutrofikacije. Keatley (2011) meni, da si jezera na območjih z dolgotrajnim kmetijstvom in veliko gostoto prebivalstva zaradi prekomerne obremenitve s hranili nikoli

ne bodo opomogla v celoti. Za urbana zemljišča je bilo ugotovljeno, da že manj kot 5 % urbaniziranega zemljišča v prispevnem območju jezera vpliva na spremembe združb vodnih organizmov (Cuffney in sod., 2005). Površinski odtok z urbanih površin vsebuje težke kovine, sulfate, ogljikovodike, kloride in druga onesnažila (Tong in Chen, 2002; Abbaspour in sod., 2007).

### 3.2.2 Evtrofikacija

Kljub prizadevanjem v številnih državah za zmanjšanje vnosa hranil v jezerske ekosisteme (Jeppesen in sod., 2005a; Kasprzak in sod., 2014) je evtrofikacija globalni ekološki problem. V jezera se spirajo velike količine fosforja in dušika, ki so posledica industrializacije, kmetijstva in urbanizacije (Behrendt, 1996; Carpenter in sod., 1998; Sanyanga in Hlanga, 2004; Qin BoQiang, 2013). Evtrofikacija jezer povzroči velike ekološke, socialne in gospodarske probleme, vključno z deoksigenacijo vode, poginom rib, izgubo biotske pestrosti in širjenje potencialno toksičnih alg in cianobakterij (Carpenter in sod., 1998, Schindler in Vallentyne, 2008). Ne glede na izvor hranil, njihov vnos spremeni ekološko funkcijo jezerskega ekosistema. Zaradi odmiranja in dekompozicije alg lahko pride do anoksičnih razmer v habitatih profundala, kar posledično vpliva na sestavo združb. Thienemann (1918) je dokazal, da je združba BN v profundalu močno povezana s koncentracijo v vodi raztopljenega kisika. Ugotovljene povezave so bile temelj za uporabo združb BN za razvrstitev trofičnega stanja jezer (Thienemann, 1921; Langdon, 2006).

Preglednica 2. Obremenitve, ki povzročajo evtrofikacijo v jezerih (WISER, 2009a: 6)

Table 2. Anthropogenic stressors causing eutrofication in lakes (WISER, 2009a: 6).

Glavni (primarni) dejavniki		Dodatni (sekundarni) dejavniki
<u>Kmetijstvo:</u>	<u>Rast človeške populacije:</u>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• mešanje usedlin zaradi prisotnosti plovil,</li> <li>• onesnaževanje s težkimi kovinami,</li> <li>• širjenje invazivnih vrst,</li> <li>• spiranje pesticidov,</li> <li>• klimatske spremembe,</li> <li>• izlov rib,</li> <li>• zakisovanje vode,</li> <li>• odstranjevanje makrofitov,</li> <li>• regulacija vodostaja,</li> <li>• ekstremni vremenski pojavi.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• spiranje gnojil,</li> <li>• erozija,</li> <li>• spiranje živalskih odplak.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• odplake,</li> <li>• odtok s cest,</li> <li>• odtekanje meteoritnih vod.</li> </ul>	
<u>Industrija:</u>	<u>Druge obremenitve:</u>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• izpusti iz različnih industrijskih obratov,</li> <li>• ribogojstvo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• kroženje hranil,</li> <li>• fiksacija N<sub>2</sub> v cianobakterijah,</li> <li>• delci iz atmosfere.</li> </ul>	
<u>Turizem in rekreacija:</u>		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• odpadna hrana,</li> <li>• gojenje in vlaganje rib,</li> <li>• usedline,</li> <li>• plovba.</li> </ul>		



### 3.2.3 Hidromorfološke obremenitve

Za raziskovanje hidromorfoloških obremenitev jezer opazujemo spremembe hidroloških in morfoloških elementov kakovosti in analiziramo njihov vpliv na združbe vodnih organizmov. Hidrološki dejavniki so količina in dinamika vodnega toka, nivo vodne gladine, zadrževalni čas vode in povezava s podzemno vodo (Magnuson in sod., 2006; Obertegger in sod., 2007; Peterlin in Urbanič, 2010). Dejavniki za opis morfoloških lastnosti so globina jezera, količina in struktura substrata ter stanje obrežnega pasu. Hidrološki in morfološki elementi so med seboj povezani, zato govorimo o spremembah hidromorfoloških značilnosti. V primeru spremenjenih hidromorfoloških značilnosti, kot je spreminjanje vodostaja, pride posledično tudi do morfoloških sprememb vodnega ekosistema in obratno (EEA, 2012).

Človekovi posegi v obalnem območju jezera so primarno opredeljeni kot spremembe morfoloških značilnosti, ki vplivajo na sestavo substrata na obravnavanem območju in obsegajo spremembe obale in strukture litoralnega območja zaradi postavitve obalnih konstrukcij. Spremembo rabe zemljišč zaradi kmetijstva in živinoreje, gradnje urbanih in industrijskih območij, gradnje avtomobilskega in železniškega prometa ter protipoplavne zaščite, obravnavamo kot sekundarne obremenitve (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013).

Preglednica 3. Povzetek človekovih dejavnosti, ki vplivajo na spremembo morfologije obrežnega pasu jezer in njihovih posledic na ekosistem (Peterlin in Urbanič, 2013)

Table 3. Summary of human activities affecting morphological changes of the riparian zone and their effects on the ecosystem (Peterlin and Urbanič, 2013).

Sprememba	Ekološke posledice človekove dejavnosti
<b>Odstranjevanje obrežne vegetacije</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• hitrejša odvajanje vode z obrežnega območja</li><li>• povečana motnost vode, povečan vnos hranil in onesnažil, ki bi jih v naravnih razmerah zadržala obrežna vegetacija</li></ul>
<b>Intenzivna raba</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• spremembe strukture substrata v jezeru</li></ul>
<b>Zmanjševanje naravnih območij</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• manjša količina lesnih delcev in plavajočih ostankov vegetacije, ki vpliva na biomaso in velikost rib v jezerih, saj zmanjša območja za drstenje ter območja za skrivanje</li><li>• manjša diverziteteta vrst</li></ul>
<b>Odstranjevanje starih dreves iz vode</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• manjšanje števila območij za drstenje</li><li>• zmanjšano število bivalnih prostorov, kjer se ribe lahko skrivajo</li></ul>
<b>Izgradnja pomolov</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• manjša propustnost svetlobe pod pomolom</li><li>• zmanjšana količina vegetacije, manjša biomasa rib</li></ul>

se nadaljuje

Nadaljevanje Preglednice 3. Povzetek človekovih dejavnosti, ki vplivajo na spremembo morfologije obrežnega pasu jezer in njihovih posledic na ekosistem (Peterlin in Urbanič, 2013).

<b>Sprememba</b>	<b>Ekološke posledice človekove dejavnosti</b>
<b>Utrjevanje brežin (zaščita pred erozijo)</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• sprememba v naravni sestavi substrata v jezeru in spremenjenost vlage v obrežnem pasu</li><li>• izguba gradienta tipične vegetacije</li></ul>
<b>Sprememba obrežja zaradi urbanizacije v kombinaciji z melioracijo</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• zmanjšanje litoralnega območja in spremembe valovanja</li><li>• sprememba erozijskih procesov na sosednjih območjih</li><li>• zmanjšana količina potopljenega rastlinja</li><li>• zmanjševanje in uničevanje mokrišč</li><li>• zmanjšanje številčnosti submerznih rastlin, zmanjšanje zamočvirjenih površin, izguba vegetacijskega gradienta</li></ul>
<b>Odlaganje eksogenega materiala</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• sprememba biocenoze</li><li>• izguba naravnega vegetacijskega gradienta</li></ul>
<b>Odstranjevanje usedlin (izkopi gramoza)</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• sprememba geomorfološkega profila</li><li>• sprememba svetlobnih razmer</li><li>• zamuljevanje prodišč in habitatov za drstenje</li><li>• spremenjena vegetacija</li></ul>

Število ekoloških raziskav se je povečalo po uvedbi novih pristopov za vrednotenje ekološkega stanja in ko so spoznali velik vpliv hidromorfoloških obremenitev v jezerih (Brauns in sod., 2007; McGoff in Sandin, 2012; Porst in sod., 2012; Urbanič in sod., 2012; McGoff in sod., 2013; Urbanič, 2014b). Vpliv hidromorfoloških obremenitev je različen v različnih conah jezer; npr. utrjevanje jezerskih brežin ima velik neposreden vpliv na združbe BN v litoralu (Brauns, 2007), medtem ko v sublitoralu in profundalu vpliva ni ali pa je ta zelo majhen (Diehl, 1992; Jennings in sod., 1999).

### 3.2.4 Poribljavanje

Razlogi za vlaganje rib ali poribljavanje vodnih ekosistemov so spodbujanje rekreacijskega ribolova (Nasmith in sod., 2011), turističnega ribolova ali upravljanje vodnih ekosistemov, npr. zaradi ohranjanja ogroženih vrst rib, zmanjševanja koncentracije fitoplanktona itd. (Kasprzak in sod. 2003; Bernes in sod., 2013). Globalno razširjeno vlaganje rib ali poribljavanje jezer povzroča številne spremembe v ekosistemih (Kerr in Grant, 2000). Poribljavanje se odraža v spremenjenem prehranjevalnem spletu na več ravneh, kot tudi v spremenjeni biotski pestrosti jezera. Poribljavanje lahko povzroči izgubo genetske pestrosti posameznih vrst. Tujerodne ribe s plenilstvom in kompeticijo pogosto ogrožajo avtohtone ribe in nevretenčarje. V visokogorju, kjer predhodno ribe niso bile prisotne, se je poribljavanje odrazilo z izginotjem velikih nevretenčarskih plenilcev in dvoživk (Gliwicz

in Rowan, 1984). Vlaganje planktivorih rib pogosto zmanjša biomaso velikega zooplanktona, kar omogoči preživetje in povečano vrstno pestrost majhnega zooplanktona (Donald in sod., 2001). Zaradi manjše učinkovitosti majhnega zooplanktona pri paši fitoplanktona se masa fitoplanktona poveča in s tem tudi njegova primarna produkcija (Scavia in sod., 1986). Nasprotno, vlaganje ribojedih rib zmanjša biomaso planktivorih rib. Schindler in sodelavci (1993) so ugotovili, da so v jezerih, kjer prevladujejo planktivore ribe, izločki rib vir 90 % razpoložljivega fosforja v jezerski vodi, medtem ko prispevajo izločki v jezerih s prevladujočimi piscivornimi ribami le 20 %. Spremembe v prehranjevalnem spletu, ki so posledica vlaganja rib, se odražajo tudi v zadrževanju (angl. residence time) ogljika, fosforja in dušika v vodi, kar lahko privede do spremembe (angl. shift) stanja, ko postane omejujoč dejavnik rasti drugi hranilo, kot je bilo prej (Elser in sod., 1998). K sproščanju hranil v vodo prispevajo tudi ciprinide ribe (npr. krap), ki povzročajo bioturbacijo (Svensson in sod., 1999; Morgan in Hicks, 2013). Z bioturbacija lahko spremenijo dostopnost hranil in z dvigom sedimenta tudi svetlobne razmere (npr. Vanni, 2002; Parkos in sod., 2003; Simon in Townsend, 2003). Poleg spreminjanja značilnosti habitatov in kemizma vode prihaja tudi do tako imenovanega spajanja habitatov. Do spajanja habitatov je prišlo na primer v jezeru, kjer je bila avtohtona vrsta postrv in so bile vložene ščuke in postrvi ostrži, ki so povečali plenjenje organizmov v litoralu. Postrvi so zaradi pomanjkanja hrane v litoralu migrirale v pelagial (Vander Zanden in sod., 1999; Eby in sod., 2006).

Vplivi poribljavanja so neposredni in posredni. S povečano intenziteto ribolova se lahko posledično poveča količina vnesene ribje hrane (Povž, 2014). Ribja hrana predstavlja organsko snov in vir hranil, kar doprinese k eutrofikaciji (Arh, 2009). Zaradi nepoznavanja zgradbe in delovanja ekosistemov je vlaganje rib ali poribljavanje jezer postalo obremenitev, namesto da bi bil to primeren upravljavski poseg.

### 3.3 BENTOŠKI NEVREtenČARJI LITORALA KOT BIOINDIKATORJI

Okoljski dejavniki delujejo v različnih prostorsko-časovnih ravneh in spreminjajo zgradbo ter delovanje združb vodnih organizmov (Hodkinson in Jackson, 2005; Sandin in Solimini, 2009; Li in sod., 2010). Makrofiti, fitobentos, fitoplankton, ribe in BN so pokazatelji oz. bioindikatorji okoljskih sprememb, s predvidljivim odzivom na obremenitve (Solimin in sod., 2006). Bioindikatorji so definirani kot indikatorski organizmi, ki s svojo prisotnostjo odražajo določeno stanje v okolju (Tarman, 2003).

Večina vrednotenj stanja jezerskih ekosistemov je bila izvedena na podlagi profundalnih nevretenčarjev (Jónasson, 1972; Jónasson, 2004) ali nevretenčarjev pelagiala, medtem ko je bilo vrednotenje na podlagi litoralnih BN redko. BN so splošno razširjeni in biotsko raznovrstni vodni organizmi (Sandin in Johnson, 2000; Miler in sod., 2014). Zaradi

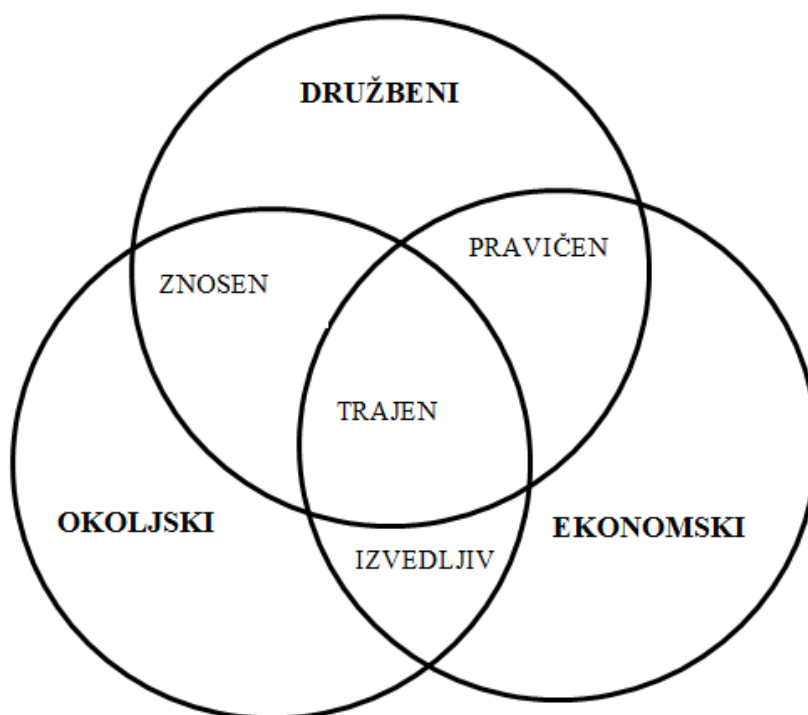
značilnosti kot so npr. dolg življenjski cikel in majhna mobilnost, BN odražajo vpliv številnih obremenitev (Friberg, 2014). Poleg obremenitev, so BN odvisni tudi od naravnih dejavnikov. Na številčnost in vrstno sestavo BN v litoralu jezer vplivajo npr. tip substrata (organski in anorganski), kisik, temperatura, pH in interakcije organizmov (Wetzel, 2001). Značilnosti združb BN litorala jezer so odvisne od morfometrijskih parametrov vodnega ekosistema (npr. globina, volumen, površina), izpostavljenosti vetru, valovanju in intenzivnosti predacije rib (Brauns in sod., 2007). Okoljski dejavniki lahko imajo neposreden ali posreden vpliv na združbe BN (Urbanič in Toman, 2007). Urejanje jezerskih bregov (betoniranje bregov, postavitve pomolov itd.) neposredno vpliva na združbe BN v litoralu jezer (Brauns in sod., 2007). Raba tal v prispevnem območju vpliva na združbe BN posredno in neposredno (Lorenz in Feld, 2012). Intenzivno kmetijstvo neposredno vpliva na bioto z vnosom hranljivih snovi, vnosom sedimenta in strupenih snovi (Allan, 2004; Hering, 2013). Z večanjem deleža kmetijske rabe tal na prispevnih območjih se večja obremenjenost jezer s fosforjem in dušikom (Nielsen in sod., 2012), kar poveča stopnjo eutrofikacije jezer. McGoff in sodelavci (2013) so ugotovili, da razvoj urbanizacije neposredno vpliva na beta diverzitetu BN v jezerih, medtem ko je vpliv cest in železnice nanje posreden. Pope in Hannelly (2013) sta raziskovala povezavo med predacijo rib in BN. Izkazalo se je, da velika gostota postrvi zaradi poribljavanja vpliva na upad številčnosti BN (Pope in Hannelly, 2013). Leppä in sod. (2003) so raziskali odziv združb BN na 80 % izlov nekaterih rib, predvsem rdečeočke in ploščiča, iz jezera. Po izlovu bentivornih rib se je biomasa BN v jezeru povečala. Raziskovalci so ugotavljali odzive združb BN v litoralu na eutrofikacijo (Brauns in sod., 2007; Donohue in sod., 2009; Pilotto in sod., 2012), rabo tal v prispevnem območju (McGoff in Sandin, 2012; Timm in Mols, 2012; McGoff in sod., 2013) in prisotnost rib v jezeru (Tate in Hershey, 2003; Leppä in sod., 2003; Gaenzle Schilling in sod., 2009; Pope in Hannelly, 2013). Dobra soodvisnost strukture združbe BN s heterogenostjo habitata omogoča oceno vpliva spremenjenosti hidromorfoloških značilnosti (Brauns in sod., 2007; McGoff in Sandin, 2012; Porst in sod., 2012; Urbanič in sod., 2012; McGoff in sod., 2013; Peterlin in Urbanič, 2013). Prisotnost rib v litoralu se odraža v zmanjšani vrstni pestrosti in biomasi združb BN (Leppä in sod., 2003; Tate in Hershey, 2003). Več raziskovalcev je iskalo povezavo med koncentracijo hranil v vodi in združbami BN v litoralu jezer (Brodersen in sod., 1998; Tolonen in sod., 2005; Donohue in sod., 2009; Bazzanti in sod., 2012). Povečan vnos hranil v vodni ekosistem povzroči spremembe v sestavi in strukturi združb BN. Brauns in sodelavci (2007) so ugotovili, da poleg koncentracije skupnega fosforja v vodi vplivajo na združbe BN še lastnosti habitata. S povečevanjem koncentracije fosforja se je številčnost taksonov zmanjševala. V jezerih z večjim deležem organskega substrata ali/in korenin in lesa je bila številčnost taksonov BN večja (Tolonen in sod., 2005; Brauns in sod., 2007).

Variabilnost (taksonomska sestava, številčnost) združb BN litorala jezer je odvisna od prostorske heterogenosti. Kljub raziskavam, na podlagi katerih lahko naštejemo glavne dejavnike, ki vplivajo na značilnost združbe BN, še zmeraj ni ugotovljeno, kako in v

kolikšni meri na značilnost združbe BN vplivajo številne človekove dejavnosti (Solimini in Sandin, 2012).

### 3.4 UPRAVLJANJE VODA

Upravljalci voda morajo upoštevati politično, gospodarsko in družbeno realnost, zato je potreben odprt diskurz med znanstveniki in oblikovalci politik (Pahl-Wostl in sod., 2008). Za trajnostno in celostno upravljanje ekosistemov je potrebno veliko znanja, podatkov ter sodelovanja med deležniki na različnih ravneh, ter združevanje okoljskih, družbenih (socioloških) in ekonomskih vidikov (Slika 7) (Rogers in Hall, 2003). Z družbeno-ekonomskim pristopom pri upravljanju je bil na področju upravljanja voda vpeljan koncept ekosistemskih uslug (Van der Meulen in sod. 2012; Koundouri in sod. 2015). S tem konceptom je družba opozorjena, da varstvo voda ni le omejitev razvoja in strošek, ampak je osnovi pogoj za njen celosten razvoj, ki obsega opravljanje mnogih gospodarskih dejavnosti, delovnih mest in drugih koristi za družbo.



Slika 7. Trije sestavni vidiki trajnosti (Adams, 2006)

Figure 7. Three integral aspects of sustainability (Adams, 2006).

Jezer in zadrževalniki pomembno vplivajo na kvaliteto življenja ljudi, saj nudijo številne ekosistemske usluge v obliki pitne vode, hrane, omogočajo kmetijski in industrijski razvoj, ter mnoge priložnosti za rekreacijo (npr. Nöges in sod., 2007; Verdonson, 2013; Jacquet in sod., 2014). Pomembnost jezerskih ekosistemov za obstoj človeštva so ugotovili že v preteklosti, zaradi česar so nacionalno in lokalno primerne politike upravljanja razširjene po vsem svetu. Način upravljanja voda oz. cilji upravljanja so skupaj z ekosistemskimi storitvami, odvisni od kulturnih in družbenih dejavnikov. Upravljalci se v državah, kjer so jezera primarni vir pitne vode, osredotočajo na problematiko cvetenja jezer (Falconer, 1999; UNEP, 2006). V državah, kjer jezera obravnavajo kot območja, primerna za ribištvo ali rekreacijo, pa upravljajo z njimi tako, da bodo te storitve na voljo tudi v prihodnje.

Trenutno je v Evropski uniji izhodišče za področje upravljanja voda Vodna direktiva, ki določa okvir za ohranjanje voda in zagotavljanje njihove trajnostne rabe. Vodna direktiva določa, da morajo države članice za vsako vodno območje pripraviti in sprejeti načrte upravljanja voda (NUV) in programe ukrepov upravljanja voda (PU NUV), s katerimi bodo dosegle zastavljene cilje. Eden najpomembnejših ciljev Vodne direktive in nacionalnih načrtov upravljanja voda je doseganje dobrega ekološkega stanja oz. dobrega ekološkega potenciala (UL EU, 2000).

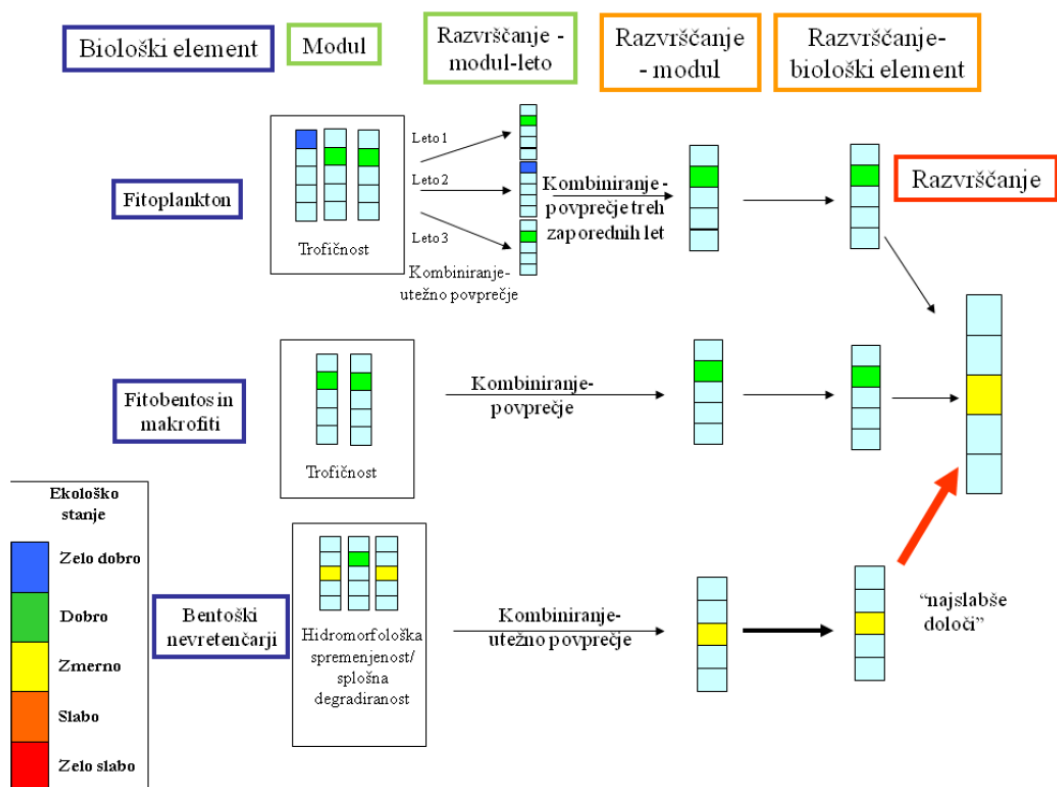
### **3.4.1 Ekološko stanje jezer**

Osnova za vrednotenje ekološkega stanja jezer je njihova razvrstitev po ekoloških značilnostih oz. tipizacija jezer (Urbanič in sod., 2007). Po Vodni direktivi sta predlagana sistema tipizacije A in B. V sistemu A so določeni obvezni deskriptorji za razliko od sistema B, kjer deskriptorji niso določeni. Izhodišče za tipologijo oz. tipizacijo, skladno z Vodno direktivo, je razdelitev Evrope na ekoregije po Illiesu (1978). Ekoregije celinskih voda so geografska območja, v katerih so vodni ekosistemi relativno podobni med seboj (Illies, 1978). Slovenija je razdeljena na štiri ekoregije: Panonska nižina, Alpe, Dinaridi in Padska nižina. Razdelitev temelji na podlagi abiotskih značilnosti, razporeditve vodnih organizmov in zgodovinskih bioloških podatkov (Urbanič, 2008). V Sloveniji so uradno sprejeti ekološki tipi površinskih voda s Pravilnikom o določitvi in razvrstitvi vodnih teles površinskih voda, kjer so tipi jezer opredeljeni z obveznimi deskriptorji sistema B: povprečna globina, velikost površine in z deskriptorjem hidroekoregija ter izbirnim deskriptorjem bioregija (Urbanič in sod., 2007). Pri opredelitvi bioregij so upoštevani obvezni deskriptorji: nadmorska višina, geološka podlaga, zemljepisna širina in zemljepisna dolžina (Urbanič in sod., 2008).

V Sloveniji imamo dva ekološka tipa jezer, ki ustrezata kriterijem Vodne direktive. Medtem ko je na osnovi tipologije za močno preoblikovana in umetna vodna telesa bilo določenih osemnajst ekoloških tipov (Urbanič in sod., 2015). Določitev tipologije je

izhodišče za določitev maksimalnega ekološkega potenciala in določitve mej med razredi ekološkega potenciala (Urbanič in sod., 2015). Ekološki potencial določamo umetnim in močno preoblikovanim vodnim telesom v skladu z Vodno direktivo (UL EU, 2000). Največji ekološki potencial je najboljša ekološka kakovost, ki je lahko dosežena v umetnem ali močno preoblikovanem vodnem telesu, potem ko so izvedeni vsi omilitveni ukrepi (Pravilnik o monitoringu..., 2009).

Ekološko stanje jezer vrednotimo na podlagi bioloških elementov, fizikalno-kemijskih in hidromorfoloških elementov. Metodologije vrednotenja ekološkega stanja jezer se med članicami Evropske unije razlikujejo, saj so odzivi organizmov na obremenitve odvisni od regionalnih značilnosti in ekoloških tipov vodnih ekosistemov. Ob pregledu metod vrednotenja ekološkega stanja vodnih ekosistemov v državah Evropske unije so raziskovalci ugotovili, da največ metod vrednotenja ekološkega stanja jezer temelji na odzivu fitoplanktona (Birk in sod., 2012). V Sloveniji vrednotijo ekološko stanje jezer po posamezni skupini obremenitev (modul) (Urbanič in sod., 2013). Vrednotenje ekološkega stanja jezer na podlagi hidromorfoloških elementov kakovosti v Sloveniji poteka na osnovi indeksa spremenjenosti obale jezera (LMI), s katerim vrednotimo strukturo in stanje obrežnega pasu jezera (Uredba o stanju..., 2009; Peterlin in Urbanič, 2013). Na podlagi fitoplanktona vrednotimo vpliv eutrofikacije in spremenjene rabe zemljišč v prispevnem območju. Poleg tega se vpliv eutrofikacije in spremenjene rabe zemljišč vrednoti na podlagi fitobentosa in makrofitov. Na podlagi BN vrednotimo predvsem vpliv spremenjenosti hidromorfoloških značilnosti obale jezer, spremenjene rabe zemljišč v prispevnem območju in onesnaženja. Metodologije za vrednotenje ekološkega stanja jezer na podlagi rib še nimamo (Urbanič in sod., 2013).



Slika 8. Predlog razvrščanja jezer v razrede ekološkega stanja v Sloveniji na podlagi elementov kakovosti (Urbanič in sod., 2013)

Figure 8. Lakes ecological assesment system based on biological quality elements in Slovenia (Urbanič et al., 2013)



#### 4 CILJI RAZISKOVANJA

CILJ 1: Ovrednotiti povezave med (posameznimi) spremenljivkami skupin okoljskih dejavnikov (regionalne značilnosti, raba tal, evtrofikacija, hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje).

CILJ 2: Ovrednotiti vpliv hkratnega delovanja različnih obremenitev (raba tal, evtrofikacija, hidromorfološke značilnosti) z obremenitvijo ribiškega upravljanja na združbe BN.

CILJ 3: Ovrednotiti vpliv hkratnega delovanja obremenitev rabe tal, evtrofikacije, hidromorfoloških značilnosti in ribiškega upravljanja na združbe BN.

CILJ 4: Izračunati štiri sestavljene gradiente obremenitev: a) gradient evtrofikacije, b) gradient rabe tal in c) gradient hidromorfoloških značilnosti in d) gradient ribiško upravljanje, ki vplivajo na združbe BN v jezerih v Sloveniji.

CILJ 5: Ugotoviti, pri katerih vrednostih izbranih gradientov obremenitev (evtrofikacija, hidromorfološke značilnosti, raba tal in ribiško upravljanje), ugotovimo spremembe v združbah BN, ki jih prepoznamo kot ekološke prage.

## 5 DELOVNE HIPOTEZE

HIPOTEZA 1: Predvidevamo, da bo skupina spremenljivk ribiško upravljanje med skupinami obremenitev najbolj povezana s skupino spremenljivk evtrofikacija.

HIPOTEZA 2: Predvidevamo, da bomo le delno razlikovali med vplivi obremenitve ribiško upravljanje in ostalimi skupinami obremenitev (raba tal, evtrofikacija, hidromorfoloških značilnosti) na združbe BN v jezerih Slovenije.

HIPOTEZA 3: Odzivi vodnih organizmov na različne obremenitve so pogosto podobni, zato predvidevamo, da bomo razlikovali med nekaterimi vplivi skupin obremenitev evtrofikacija, raba tal, hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje na združbe BN v jezerih v Sloveniji.

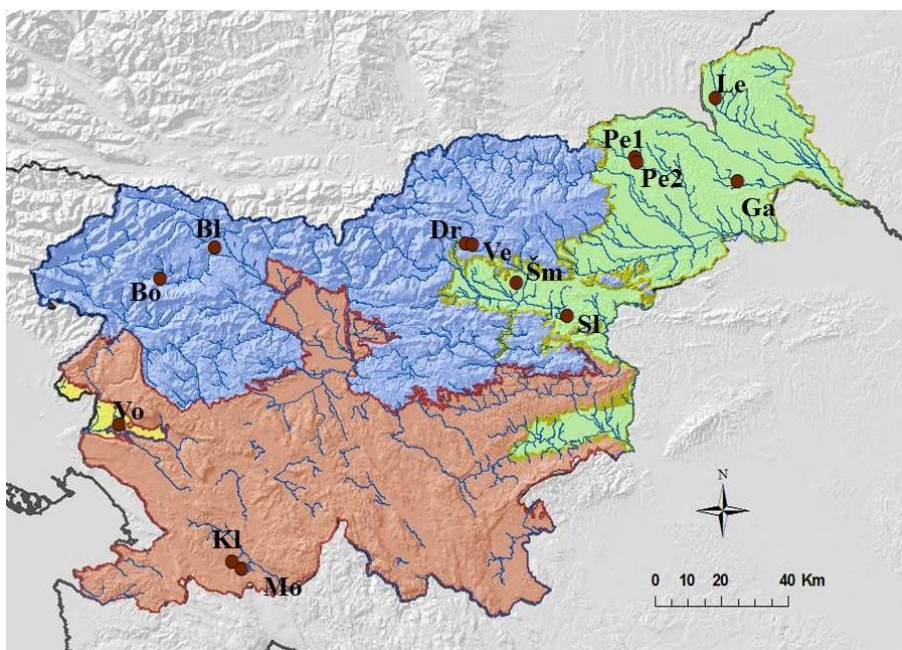
HIPOTEZA 4: Obremenitve na vodne organizme pogosto delujejo vzajemno zato predvidevamo, da s sestavljenim gradientom obremenitve a) raba tal, b) evtrofikacija, c) hidromorfološke značilnosti in d) ribiško upravljanje bolje pojasnimo odzive združb BN na obremenitve kot s posameznimi spremenljivkami obremenitev.

HIPOTEZA 5: Predvidevamo, da so odnosi med združbami BN v litoralu in izbranimi gradienti obremenitev nelinearni, zato lahko na podlagi odziva združb BN izbranim gradientom obremenitve določimo vrednosti ekoloških pragov.

## 6 MATERIAL IN METODE

### 6.1 OBMOČJE RAZISKAVE

V obdobju od leta 2006 do 2012 smo opravili meritve fizikalno-kemijskih parametrov in vzorčenje BN na 114 mestih v 13 jezerih v Sloveniji (Slika 9). Jezera se med seboj razlikujejo v številnih lastnostih (Preglednica 4). Dve jezera sta naravni. Nekaj jezer je nastalo z izgradnjo pregrad za zagotavljanje različnih ekosistemskih uslug, kot so športni ribolov, zmanjševanje poplavne nevarnosti ali namakanje. Velenjsko jezero in Družmirsko jezero sta nastali kot posledica posedanja terena zaradi premogovniškega rudarjenja (Remec-Rekar, 2010). Oligo-mezotrofno Blejsko jezero in oligotrofno Bohinjsko jezero na severozahodu sta naravni jezera, nastali pred približno 14.000 leti (Urbanič in sod., 2007). Jezera v severovzhodni Sloveniji (Šmartinsko jezero, Slivniško jezero, Perniški jezera, Ledavsko jezero in Gajševsko jezero) so eutrofna do hipereutrofna (Začasni načrt upravljanja..., 2007; Ocena stanja jezer..., 2014). So plitva in preobremenjena z ribami (Začasni načrt upravljanja..., 2007; Novak, 2014). Velenjsko jezero je mezotrofno do eutrofno, čas zadrževanja vode v njem je med vsemi omenjenimi jezери najdaljši (885 dni). V jezerih Klivnik, Vogršček in Mola v jugozahodni Sloveniji so koncentracije hranil manjše, zato jih uvrščamo med mezotrofna jezera.



Slika 9. Lokacije vzorčenih jezer (Le – Ledavsko jezero, Pe1 – Perniško jezero, zgornje, Pe2 – Perniško jezero, spodnje, Ga – Gajševsko jezero, Dr – Družmirsko jezero, Ve – Velenjsko jezero, Šm – Šmartinsko jezero)

jezero, Sl – Slivniško jezero, Bl – Blejsko jezero, Bo – Bohinjsko jezero, Vo – Vogršček, Kl – Klivnik in Mo – Mola). Posamezna barva predstavlja hidroekoregijo.

Figure 9. Study area and lakes (Le – lake Ledava, Pe1 – lake Pernica1, Pe 2 – lake Pernica2, Ga – lake Gajševci, Dr – lake Družmirje, Ve – lake Velenje, Šm – lake Šmartno, Sl – lake Slivnica, Bl – lake Bled, Bo – lake Bohinj, Vo – lake Vogrščecko, Kl – lake Klivnik and Mo – lake Mola). Each colour represent one of hydroecoregion in Slovenia.

Preglednica 4. Izbrane značilnosti jezer. Pov\_stal – površina jezera, VPP – velikost prispevne površine, glob\_pov – povprečna globina jezera, t\_zad – zadrževalni čas, TP – razpon vrednosti povprečne letne koncentracije celotnega fosforja, I-AG – delež intenzivnega kmetijstva v prispevnem območju jezera, NAR – delež naravnega območja v prispevnem območju jezera in Št. vzorcev – število vzorcev v posameznem jezeru

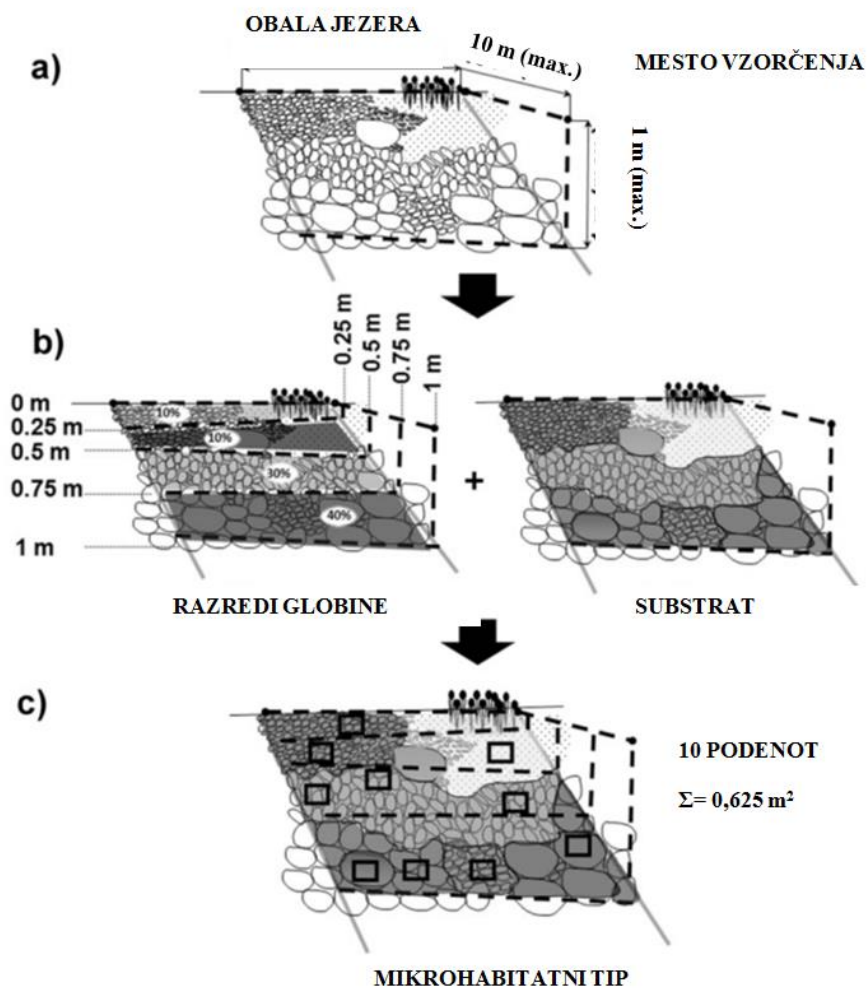
Table 4. Characteristics of study lakes. Pov\_stal – lake surface area, VPP – catchment area, glob\_pov – mean depth, t\_zad – retention time, TP – range of mean annual total phosphorus concentration, I-AG – percentage of intensive agricultural land use in the lake catchment, NAR – percentage of natural areas in the lake catchment and Št.vzorcev - number of samples per lake included in survey.

Jezero	Pov_stal (km <sup>2</sup> )	VPP (km <sup>2</sup> )	glob_pov (m)	t_zad (dni)	TP (µg/L)	I-AG (%)	NAR (%)	Št. vzorcev
Blejsko	1,43	6,5	19	548	10–16	4	66	26
Bohinjsko	3,28	94,3	28	146	3–11	0	98	28
Družmirsko	0,70	32,1	24	463	22	6	68	3
Gajševsko	0,77	124,5	3	4	99–222	57	32	8
Klivnik	0,36	7,8	9	214	9–12	26	67	5
Ledavsko	2,18	108,1	3	49	64–135	50	36	8
Mola	0,68	20,7	6	74	19–22	19	67	5
Perniško1	0,66	127,7	3	60	80–224	42	25	3
Perniško2	0,57	127,7	3	13	80–224	42	25	5
Slivniško	0,84	30,1	5	63	33–86	34	45	5
Šmartinsko	1,07	12,4	6	347	33–96	30	46	11
Velenjsko	1,35	20,4	19	885	22–52	12	58	6
Vogršček	0,82	10,9	10	41	8–46	29	49	9

## 6.2 VZORČENJE BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV

Vzorčenje BN je potekalo v okvirju razvoja metodologij vrednotenja ekološkega stanja jezer na podlagi BN v Sloveniji in monitoringa stanja jezer. Vzorčenje smo izvedli v poletnih mesecih v letih od 2006 do 2012. Na nekaterih mestih smo vzorčenja opravili v več letih. Bentske nevretenčarje smo v Blejskem in Bohinjskem jezeru vzorčili v letih 2006, 2007, 2008 in 2010; Gajševsko jezero, Ledavsko jezero, Šmartinsko jezero, Perniško jezero 1 in Perniško jezero 2 smo vzorčili 2006, 2007 in 2011; Klivnik in Mola v letih 2007 in 2012; Slivniško jezero 2007 in 2012; Družmirsko jezero 2011; Velenjsko jezero 2009 in 2011 in Vogršček v letih 2006, 2007 in 2012. V raziskavo smo vključili 122 vzorcev iz 114 vzorčevalnih mest. Mesta vzorčenj v naravnih jezerih smo določili glede na delež hidromorfološke spremenjenosti obale, ki je izražen v razredih Modularnega indeksa

spremenjenosti obale (LMI) (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013). Znotraj odsekov istega hidromorfološkega razreda LMI smo izbrali reprezentativna in naključna mesta vzorčenja (Metodologija vzorčenja in..., 2009). V naravnih jezerih smo izbrali 6 mest vzorčenja in v zadrževalnikih 3 mesta vzorčenja. Vzorčenje BN smo izvedli po metodi litoralnih mikrohabitatnih tipov (Slika 10) (Urbanič in sod., 2006; Urbanič in sod., 2012). Mikrohabitat smo opredelili kot kombinacijo globinskega razreda in substrata (Preglednica 5). Popis mikrohabitatnih tipov smo opravili na 0,625 m<sup>2</sup> veliki vzorčevalni površini, ki se določi na pododseku do 1 m globine vode oz. največ do razdalje 10 m od brega, kjer je bila globina vode < 1 m. Ocene deležev anorganskega in organskega substrata smo opravili na podlagi delno spremenjenega sistema AQEM (2002). Določili smo štiri globinske razrede < 0,25 m, 0,26–0,50 m, 0,51–0,75 m in > 0,75 m. Vzorčili smo mikrohabitate, ki so pokrivali najmanj 10 % vzorčenega območja in sorazmerno z njihovo pokrovnostjo določili število vzorčnih enot. Celoten vzorec smo nabrali na 10 vzorčnih enotah. Vzorčili smo z ročno mrežo z okvirjem velikosti 0,25 m x 0,25 m, ter odprtini v mreži z velikostjo 0,5 mm. Na terenu smo vzorce shranili v 4 % raztopini formaldehida. Vzorce smo prenesli v laboratorij, kjer smo zbrali vse osebkke, jih prešteli in določili do najnižje taksonomske ravni (običajno do vrste ali rodu, z izjemo Chironomidae in Tubificidae, ki so bile določene do družine ali pod družine). Vse osebkke smo shranili v 70 % etanol.



Slika 10. Metoda vzorčenja litoralnih mikrohabitatnih tipov – 10 podenot (Urbanič in sod., 2012)

Figure 10. Method of littoral microhabitat type sampling protocol – all together 10 subunits (Urbanič et al., 2012).

Preglednica 5. Kategorije anorganskih in organskih substratov, z nekaterimi spremembami (AQEM, 2002; Urbanič, 2014b).

Table 5. Inorganic and organic substrate categories used for benthic invertebrates sampling, slightly modified (AQEM, 2002; Urbanič, 2014b).

<b>Anorganski substrat</b>	<b>Opis</b>
Megalital (> 40 cm)	Skale, živa skala
Makrolital (> 20 cm do 40 cm)	Veliki kamni
Mezolital (> 6 cm do 20 cm)	Majhni kamni
Mikrolital (> 2 cm do 6 cm)	Prod
Akal (> 0.2 cm do 2 cm)	Gramoz
Psamal (> 6 µm do 2 mm)	Pesek
Psamopelal (< 2 mm)	Pesek z muljem
Pelal (< 6 µm)	Mulj (vključno z organskim muljem)
Argilal	Ilovica, glina
<b>Organski substrat</b>	
Makroalge	Nitaste alge, kosmi alg
Plavajoči makrofiti	Npr. <i>Nuphar</i> , <i>Nymphaea</i> in <i>Potamogeton natans</i>
Submerzni makrofiti	Makrofiti, mahovi in parožnicami
Emergentni makrofiti	Šaši, trst, rogoz, ježki itd.
Živi deli kopenskih rastlin	Majhne korenine, plavajoči deli obrežne vegetacije
Ksilal (les)	Debla, veje, odmrle korenine
Veliki odmrli organski delci (CPOM)	Odloženi organski delci >1 mm; npr. odpadlo listje, iglice
Drobni odmrli organski delci (FPOM)	Odloženi organski delci velikosti od 0,45 µm do 1 mm
Saprofitske makrobakterije in glive	Saprofitske bakterije ( <i>Sphaerotilus</i> , <i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i> ) in glive ( <i>Leptomitus</i> )
Naplavine	Organske in anorganske snovi odložene v pršnem pasu zaradi spreminjanja gladine vode (npr. lupine polžev in školjk)

Zaradi majhnega deleža pokrovnosti na posameznih vzorčevalnih mestih smo za potrebe statističnih analiz nekatere kategorije substratov združili v nove spremenljivke substrata (Preglednica 6).

Preglednica 6. Nove spremenljivke združenih kategorij substratov

Table 6. New variables and categories of substrates they are describing.

<b>Kategorija</b>	<b>Kategorije substratov</b>
Fital	Makroalge, vsi makrofiti in nitaste bakterije
Plavajoč fital	Živi deli kopenskih rastlin, plavajoči makrofiti, emergentni makrofiti
Potopljen fital	Submerzni makrofiti, makroalge

### 6.3 OKOLJSKE SPREMENLJIVKE

Za statistične analize smo izbrali 41 okoljskih spremenljivk, za katere so raziskovalci ugotovili, da dokazano vplivajo na združbe BN. Na podlagi literature o obremenitvah jezer (Stendera in sod., 2012) smo spremenljivke razdelili v pet skupin: regionalne značilnosti,

rabat tal, spremenjenost hidromorfoloških značilnosti, evtrofikacija in ribiško upravljanje. V vsako skupino smo vključili spremenljivke, ki opisujejo obremenitev na določeni prostorski ravni (npr. na lokalno na mesto vzorčenja ali širše na celotno jezero ali celo prispevno površino).

### 6.3.1 Regionalne značilnosti

V skupino spremenljivk regionalne značilnosti smo vključili spremenljivke, ki odražajo izhodiščne lastnosti posameznega jezera in niso odraz človekovega vpliva (npr. nadmorska višina in velikost jezera) (Preglednica 7). V isto skupino spremenljivk smo vključili tudi zemljepisne koordinate mest vzorčenja zaradi upoštevanja prostorske avtokorelacije (Horak, 2013).

Preglednica 7. Spremenljivke skupine regionalne značilnosti z oznakami, enotami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans)

Table 7. Variables included in regional characteristics group, abbreviations, median and the range of values (Med – median, Min – minimum and Max – maximum) and the transformation that we applied (Trans).

Spremenljivka	Oznaka	Enota	Med	Min	Max	Trans
Zemljepisna širina	(koor_x)		431702,5	401631	586611	
Zemljepisna dolžina	(koor_y)		127607,5	43782	179736	
Nadmorska višina	(NMV)	m	450	101	526	
Maksimalna globina jezera	(glob_max)	m	31	4	87	$\ln(x + 1)$
Povprečna globina jezera	(glob_pov)	m	19	3	28	$\ln(x + 1)$
Volumen jezera	(Vol)	$m^3 * 10^6$	25	1,2	92,4	$\ln(x + 1)$
Površina jezera	(Pov)	km <sup>2</sup>	1,43	0,36	3,28	$\ln(x + 1)$
Velikost prispevne površine	(VPP)	km <sup>2</sup>	20,6	6,5	127,7	$\ln(x + 1)$
Zadrževalni čas vode	(t_zad)	dni	146	4	885	$\ln(x + 1)$

### 6.3.2 Raba tal

Razmere v prispevni površini jezera smo opisali s spremenljivkami skupine raba tal. Zaradi relativne majhnosti jezer je velikost deleža rabe tal v prispevni površini jezera enak velikosti deleža rabe tal posameznega mesta vzorčenja. Spremenljivke so bile izračunane z uporabo GIS orodij Arc GIS 9.3 (Hiller, 2007) v skladu s klasifikacijo Corine Land Cover, CLC (2006). Za vsako mesto vzorčenja smo izračunali deleže površin naslednjih kategorij zemljišč (Preglednica 8): urbane površine (CLC razred 1), površine z intenzivno kmetijsko rabo (CLC kategorije 2.1, 2.2 in 2.4.2), površine z ekstenzivno kmetijsko rabo (CLC kategorije 2.3.1 in 2.4.3), njivske površine (CLC kategorije 2.1.1 in 2.4.2), raba tal, opredeljena kot nasadi (CLC kategoriji 2.2.1 in 2.2.2) in naravne površine (CLC kategorije 3, 4 in 5) (Preglednica 9).



Preglednica 8. Kategorije pokrovnosti tal po Corine Land Cover, upoštevane pri izračunu posamezne spremenljivke rabe tal (CLC, 2006)

Table 8. Land cover categories based on Corine Land Cover classification included in each variable (CLC, 2006).

<b>Ime spremenljivke</b>	<b>Upoštevane kategorije</b>
Urbane površine	1.1.1 Sklenjene urbane površine 1.1.2 Nesklenjene urbane površine 1.2.1 Industrija, trgovina 1.2.2 Cestno in železniško omrežje in pridružene površine 1.2.3 Pristanišča 1.4.1 Zelene mestne površine 1.2.3 Letališča 1.3.1 Dnevni kopi, kamnolomi Odlagališča 1.4.2 Površine za šport in prosti čas 1.3.3 Gradbišča
Intenzivno kmetijstvo	2.1.1 Nenamakane njivske površine 2.1.2 Namakane njivske površine 2.2.1 Vinogradi 2.2.2 Sadovnjaki in nasadi jagodičja 2.4.2 Kmetijske površine drobnoposestniške strukture 2.4.1 Trajni nasadi z enoletnimi posevki
Ekstenzivno kmetijstvo	2.3.1 Pašniki 2.4.3 Pretežno kmetijske površine z večjimi območji vegetacije
Njive	2.4.2 Kmetijske površine drobnoposestniške strukture 2.1.1 Nenamakane njivske površine 2.1.2 Namakane njivske površine
Nasadi	2.2.1 Vinogradi 2.2.2 Sadovnjaki in nasadi jagodičja
Naravne površine	3.1.1 Listnati gozd 3.1.2 Iglasti gozd 3.1.3 Mešani gozd 3.2.1 Naravni travniki 3.2.2 Barja in resave 3.3.2 Golo skalovje 3.2.3 Sklerofilno rastlinstvo 3.2.4 Grmičast gozd 3.3.2 Plaže, sipine in peščene površine 3.3.3 Redko porasle površine 4.1.1 Celinska barja 3.3.5 Ledeniki in večni sneg 4.2.1 Slana močvirja 4.2.2 Soline 5.1.1 Vodotoki in kanali 5.1.2 Mirujoča voda

Preglednica 9. Spremenljivke skupine rabe tal z oznakami, enotami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans)

Table 9. Variables included in land use group, abbreviations, median and the range of values (Med – median, Min – minimum and Max – maximum) and the transformation that we applied (Trans).

Spremenljivka	Oznaka	Enota	Med	Min	Max	Trans
Urbane površine	(URB)	%	1	0	11	arcsin (sqrt $x$ )
Intenzivno kmetijstvo	(I-AG)	%	12	0	57	arcsin (sqrt $x$ )
Ekstenzivno kmetijstvo	(E-AG)	%	19	1	31	arcsin (sqrt $x$ )
Njive	(NJIV)	%	11	0	54	arcsin (sqrt $x$ )
Nasadi	(NAS)	%	0	0	11	arcsin (sqrt $x$ )
Naravne površine	(NAR)	%	66	25	99	arcsin (sqrt $x$ )

### 6.3.3 Hidromorfološke značilnosti

V skupino hidromorfoloških značilnosti smo vključili deset spremenljivk, med katerimi šest spremenljivk opisuje značilnosti substrata in štiri ocene na podlagi sistema LMI za različna območja jezera (Preglednica 10) (Peterlin in Urbanič, 2013).

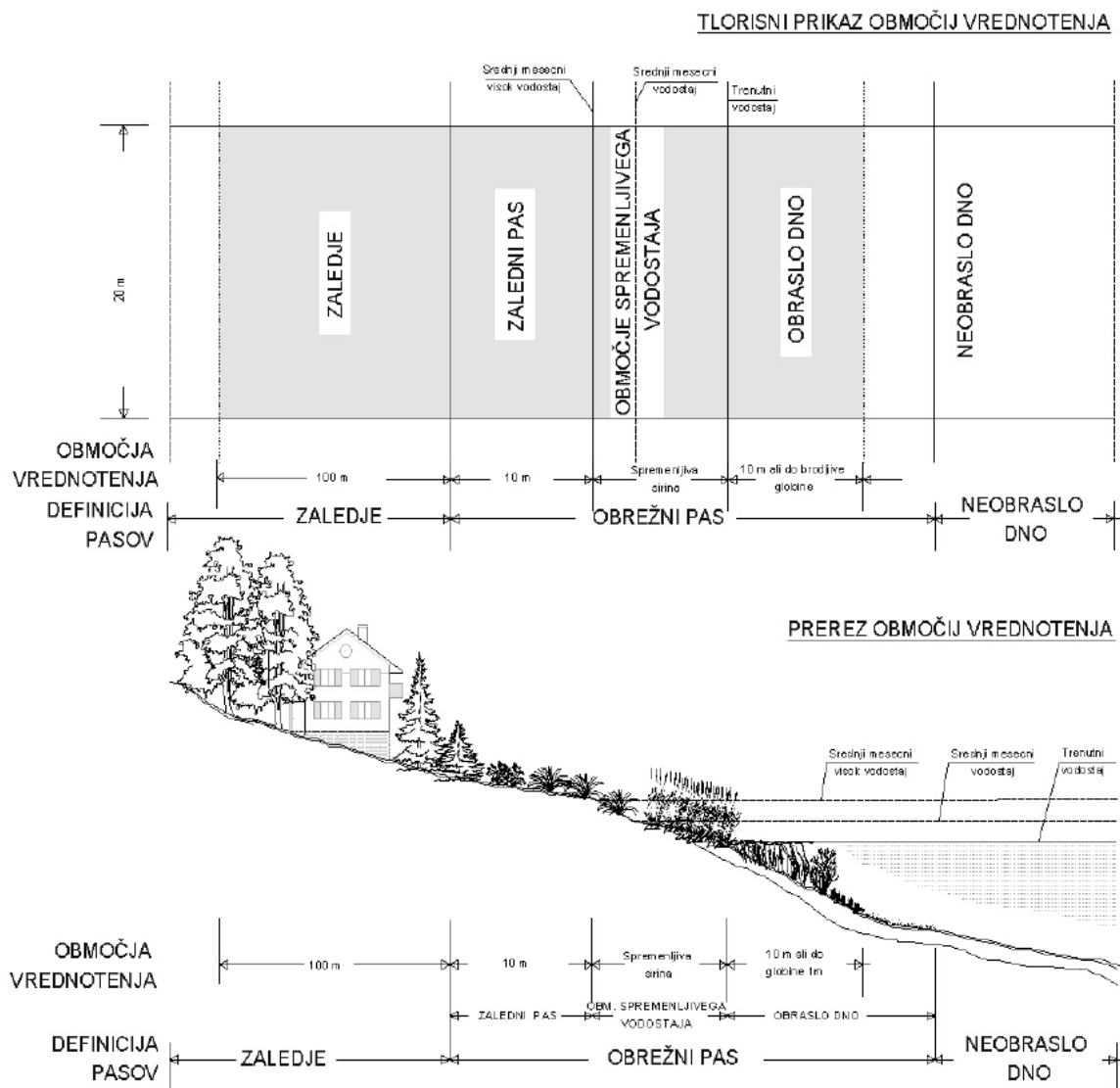
Preglednica 10. Spremenljivke skupine hidromorfološke značilnosti z oznakami, enotami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans)

Table 10. Variables included in hydromorphological alteration group, abbreviations, median and the range of values (Med – median, Min – minimum and Max – maximum) and the transformation that we applied (Trans).

Spremenljivka	Oznaka	Enota	Med	Min	Max	Trans
Obraslo dno	(Z_Lit)		0,35	0,00	0,85	
Območje spremenjlivega vodostaja	(Z_SpVod)		0,00	0,00	0,75	
Zaledni pas	(Z_ZalP)		0,25	0,00	1,00	
Modularni indeks spremenjenosti obale jezera	(LMI)		0,89	0,15	2,66	
Mezolit	(Mezolit)	%	0	0	97	arcsin (sqrt $x$ )
Mikrolit	(Mikrolit)	%	10	0	100	arcsin (sqrt $x$ )
Potopljeni fital	(Fit-Su)	%	0	0	100	arcsin (sqrt $x$ )
Plavajoči fital	(Fit-Pl)	%	0	0	80	arcsin (sqrt $x$ )
Fital	(Fital)	%	1	0	100	arcsin (sqrt $x$ )
Ksilal	(Ksilal)	%	1	0	60	arcsin (sqrt $x$ )

Za vrednotenje spremenjenosti hidromorfoloških značilnosti jezer razdelimo obrežni pas na odseke vrednotenja. Vrednotimo spremenjenost 20 m širokih pasov obale jezera. Vsak odsek jezera sestavljajo štiri območja, ki jih vrednotimo ločeno. Vrednotenje spremenjenosti odseka je sestavljeno iz skupne ocene spremenjenosti območja obraslega dna, območja spremenjlivega vodostaja, zalednega pasu in zaledja (Slika 11). Obrazec vrednotenja je v Prilogi A. Ocena spremenjenosti območja obraslega dna in območja spremenjlivega vodostaja sestoji iz ocene globine vode ob objektu, ocene lesenih struktur,

spremenjenosti tal, ocene obsega in lege grajenih objektov v posameznih območjih in ocene intenzivnosti rabe območja. Objekte v teh dveh območjih ocenjujemo glede na njihovo lego oz. globino vode ob objektu. Ocenjujemo kako objekti vplivajo na naravno spreminjanje vodne gladine. V območju zalednega pasu in zaledja sestoji ocena iz spreminjenosti tal zaradi različne rabe in ocene intenzivnosti rabe oz. prevladujoče rabe območij. V zalednem pasu in zaledju združimo aktivnosti vezane na vodno okolje, z dejavnostmi v zaledju, zato se raba območij ocenjuje posebej.



Slika 11. Conacija vrednotenega odseka. **Obraslo dno**, je ves čas potopljeno in sega od meje trenutnega vodostaja do globine kompenzacijske točke. **Območje spremenljivega vodostaja**, je med trenutnim vodostajem in novijem srednjega mesečnega visokega vodostaja. Organizmi v tem pasu potrebujejo visoko vlago in so občasno potopljeni. **Zaledni pas** je nad vodno gladino, kjer ob naravnih pogojih raste obrežna vegetacija. **Zaledje** je območjekopnega, ki nima stika z vodo in je ob naravnih razmerah poraščeno z gozdovi. (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013)

Figure 11. Zoning definition of evaluated shore area. **The littoral zone** is the water-covered area along the lake shore in which light reaches the bottom. It extends from the current waterline to the light compensation point and is submerged most of the time. **The shoreline zone** is located between the current waterline and the high waterline. Organisms in this area need high humidity and are occasionally at least partially submerged.

**The riparian zone** is the area above the high waterline. It is covered by riparian vegetation (woods) under natural conditions. **The lakeshore region** is the area without direct contact with water. It is covered by woods under natural conditions (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013).

Oceno vplivov, ki jih imajo posegi v posameznem območju vrednotenja, izračunamo kot vsoto vplivov, relevantnih za posamezno območje (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013).

1. Ocena spremenjenosti za obraslo dno ( $j = 1$ ):

$$C_{i1} = C_{i1-globina} + C_{i1-les} + C_{i1-sub} + C_{i1-objekt} + C_{i1-raba}$$

$C_{i1-globina}$  – sprememba globine v odseku »i«

$C_{i1-les}$  – prisotnost lesnih struktur v odseku »i«

$C_{i1-sub}$  – spremenjenost substrata v odseku »i«

$C_{i1-objekt}$  – prisotnost in velikost objektov v odseku »i«

$C_{i1-raba}$  – intenzivnost rabe v odseku »i«

2. Ocena spremenjenosti za območje spremenljivega vodostaja ( $j = 2$ )

$$C_{i2} = C_{i2-sub} + C_{i2-raba}$$

$C_{i2-sub}$  – spremenjenost substrata in odstotek območja, kjer so pozidani objekti v odseku »i«

$C_{i2-inten}$  – intenzivnost rabe v odseku »i«

3. Ocena spremenjenosti za zaledni pas ( $j = 3$ )

$$C_{i3} = C_{i3-sub} + C_{i3-raba}$$

$C_{i3-sub}$  – spremenjenost substrata in odstotek območja, kjer so pozidani objekti v odseku »i«

$C_{i3-inten}$  – intenzivnost rabe v odseku »i«

4. Ocena spremenjenosti za zaledje ( $j = 4$ )

$$C_{i4} = C_{i4-raba} + C_{i4-inten}$$

$C_{i4-raba}$  – prevladujoča raba območja v odseku »i«

$C_{i4-inten}$  – intenzivnost rabe v odseku »i«

Pred izračunom ocene odseka vrednotenja smo rezultate za posamezno spremenljivko območja ( $C_j$ ) normalizirali (Peterlin in Urbanič, 2010):

$$C_{ij} = \frac{C_{ij} - C_{jmin}}{C_{jmax} - C_{jmin}} \quad \dots (1)$$

Kjer je:

$C_{ij}$  – specifična spremenljivka območja »j« v odseku vrednotenja »i«;

$C_{jmin}$  – najmanjša možna vrednost spremenljivke »j«,

$C_{jmax}$  – največja možna vrednost spremenljivke »j«.

Zaradi relevantnosti vplivov spremenjenosti hidromorfoloških značilnosti posameznega območja na ekološko stanje, so na podlagi bioloških podatkov izračunane uteži ( $AW_j$ ). Najmanjše in največje možne vrednosti spremenljivk, ki jih uporabljamo pri normalizaciji ocene za posamezno območje, ter uteži so v Preglednici 11.

Preglednica 11. Najmanjše ( $C_j \min$ ) in največje ( $C_j \max$ ) možne vrednosti spremenljivk v območju vednotenja ter uteži ( $AW_j$ ) (Peterlin in Urbanič, 2013)

Table 11. Minimal ( $C_j \min$ ) and maximal ( $C_j \max$ ) values of variables in each module and weights ( $AW_j$ ) (Peterlin and Urbanič, 2013).

Območje vrednotenja	j	$C_j$	$C_{j \max}$	$C_{ij \text{ nor}}$	$AW_j$	$C_{ij \text{ nor}} * AW_j$
Obraslo dno	1	5	25	0–1	1	0–1
Območje spremenljivega vodostaja	2	2	10	0–1	1	0–1
Zaledni pas	3	2	10	0–1	0,75	0–0,75
Zaledje	4	2	10	0–1	0,75	0–0,75
$LMI_i$						0–3,50

Za vsak odsek vrednotenja smo izračunali Modularni Indeks spremenjenosti Obale ( $LMI_i$ ) po enačbi (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013):

$$LMI_i = \sum_{j=1}^4 C_{ij \text{ nor}} * AW_j \quad \dots (2)$$

Kjer je:

$LMI_i$  – Modularni Indeks Spremenjenosti Obale i-tega odseka

$C_{ij}$  – normalizirana ocena i-tega odseka, j-tega območja

i – oznaka posameznega odseka ( $i = 1 - n$ )

j – oznaka območja ( $j = 1-4$ )

n – skupno število območij.

Na podlagi ekvidistančne delitve razpona ocene indeksa posameznih območij smo uporabili klasifikacijo na pet razredov (Preglednica 12).

Preglednica 12. Kriteriji za oceno spremenjenosti območja glede na izračun LMI, razpon vrednosti LMI in opis hidromorfološkega stanja (Peterlin in Urbanič, 2010, 2013)

Table 12. Criteria for evaluation of alteration based on LMI, boundary values (LMI range) and a description of the hydromorphological status (Peterlin and Urbanič, 2010, 2013).

LMI-razred	Razponi LMI	Spremenjenost
1	0–0,7	Naravno območje
2	> 0,7–1,4	Zmerno spremenjeno območje; območje manjših posegov
3	> 1,4–2,1	Občutno spremenjeno območje
4	> 2,1–2,8	Močno spremenjeno območje
5	> 2,8–3,5	Zelo močno spremenjeno območje

### 6.3.4 Evtrofikacija

Podatke o vrednostih fizikalno-kemijskih parametrov smo pridobili od Agencije Republike Slovenije za okolje. Nekatere meritve osnovnih fizikalno-kemijskih parametrov (temperatura vode, koncentracija v vodi raztopljenega kisika, nasičenost vode s kisikom, pH in električna prevodnost), ocene deleža anorganskega in organskega substrata ter globinskih razredov na mestih vzorčenj smo opravili istočasno z vzorčenjem BN. Vsi fizikalno-kemijski parametri so bili izmerjeni v skladu s Pravilnikom o monitoringu kemijskega stanja površinskih voda (Pravilniki o monitoringu kemijskega..., 2002) in Pravilnikom o monitoringu stanja površinskih voda (Pravilnik o monitoringu..., 2009).

Preglednica 13. Spremenljivke skupine evtrofikacija z oznakami, enotami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans)

Table 13. Variables included in eutrophication group, median and the range of values (Med – median, Min – minimum and Max – maximum) and the transformation that we applied (Trans).

Spremenljivka	Oznaka	Enota	Med	Min	Max	Trans
Secchijeva globina	(SecD)	m	3,93	0,22	9,78	$\ln(x + 1)$
Koncentracija kisika	(O <sub>2</sub> Con)	mg/L	9,8	6,2	11,6	$\ln(x + 1)$
Nasičenost vode s kisikom	(O <sub>2</sub> Sat)	%	91	61	111	$\ln(x + 1)$
Skupni fosfor	(TP)	µg/L	16,3	3,5	224,0	$\ln(x + 1)$
Ortofosfat	(PO <sub>4</sub> )	µg/L	2,0	0,8	191,8	$\ln(x + 1)$
Nitrat	(NO <sub>3</sub> )	mg/L	0,47	0,14	4,53	$\ln(x + 1)$
Amonij	(NH <sub>4</sub> )	µg/L	109	5	811	$\ln(x + 1)$
Skupni dušik	(TN)	mg/L	0,61	0,08	6,95	$\ln(x + 1)$
Klorofil <i>a</i>	(Chl <sub>a</sub> )	µg/L	4,6	0,9	61,4	$\ln(x + 1)$

V skupino evtrofikacija smo uvrstili spremenljivke, ki odražajo obremenjevanje jezer s hranili. Spremenljivke smo izračunali na podlagi letnih povprečij parametrov, ki so bili izmerjeni vzdolž celotnega vodnega stolpca (Preglednica 13).

### 6.3.5 Ribiško upravljanje s poribljavanjem

Podatke o vrstah in biomasi rib, uporabljenih za poribljavanje po posameznih letih za posamezno jezero, smo pridobili od Zavoda za ribištvo Slovenije. Ribje vrste, ki jih uporabljajo za vrednotenje ekološkega stanja rek, smo razvrstili v prehranjevalne skupine (Preglednica 14; Dušling in sod., 2004), saj so v predhodnih raziskavah ugotovili, da ima penilstvo rib pomemben vpliv na združbe BN (npr. Tate in Hershey, 2003; Schilling in sod., 2009). Glavne prehranske skupine rib so:

- piscivore ribe, ki se pretežno prehranjujejo z ribami;
- invertivore ribe, ki se prehranjujejo z nevretenčarji;
- inverti-piscivore ribe, ki se prehranjujejo z nevretenčarji in ribami;

- planktivore, ki se prehranjujejo s planktonom;
- herbivore, ki se prehranjujejo predvsem z algami in makrofiti;
- omnivore ribe, ki so prehranjevalni oportunisti.

Preglednica 14. Seznam vrst rib in uvrstitev v prehransko skupino (Dušling in sod., 2004)

Table 14. List of fish species used for fish stocking and their feeding preferences group (Dušling et al., 2004).

Vrsta ribe	Latinsko ime (nomenklatura)	Družina	Prehranske skupine rib
Som	<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Siluridae</i>	piscivore
Smuč	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Percidae</i>	piscivore
Bolen	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	piscivore
Ščuka	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Esocidae</i>	piscivore
Postrvji ostriž	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	<i>Centrarchidae</i>	piscivore
Jezerska zlatovčica	<i>Salvelinus alpinus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Salmonidae</i>	piscivore
Krap (gojene živali)	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Rdečeperka	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Klen	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Zelenika	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Rjavi ameriški somič	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Ictaluridae</i>	omnivore
Jez	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Linj	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Rdečeoka	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Štrkavec	<i>Leuciscus cephalus cabeda</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Ploščič	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Navadni koreselj	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	omnivore
Menek	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gadidae</i>	inverti-piscivore
Navadni ostriž	<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Percidae</i>	inverti-piscivore
Šarenka	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Salmonidae</i>	inverti-piscivore
Jezerska postrv	<i>Salmo trutta lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Salmonidae</i>	invertivore
Srebrni koreselj	<i>Carassius gibelio</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	invertivore
Pohra	<i>Barbus balcanicus</i> (Kotlik, Tsigenopoulos, Rab in Berrebi, 2002)	<i>Cyprinidae</i>	invertivore
Ogrica	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	invertivore
Mrena	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	invertivore
Platnica	<i>Rutilus pigus virgo</i> (Hackle, 1952)	<i>Cyprinidae</i>	invertivore
Androga	<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	invertivore
Podust	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	herbivore
Beli amur	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	<i>Cyprinidae</i>	herbivore
Sivi tolstolobik	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	planktivore

Zaradi majhne mase rib nekaterih prehranjevalnih skupin, uporabljenih pri poribljavanju, smo združili skupini herbivorih in planktivorih rib. V skupino ribiško upravljanje smo vključili sedem spremenljivk (Preglednica 15).

Preglednica 15. Spremenljivke skupine ribiško upravljanje z oznakami, mediano in razponom vrednosti (Med – mediana, Min – minimum in Max – maksimum) in uporabljeno transformacijo (Trans)

Table 15. Variables included in fish stocking group, abbreviations, median and the range of values (Med – median, Min – minimum and Max – maximum) and the transformation equations that we applied (Trans).

Spremenljivka	Oznaka	Enota	Med	Min	Max	Trans
Piscivore ribe	(Pis)	kg/ha	3,36	0,00	18,53	$\ln(x + 1)$
Omnivore ribe	(Omn)	kg/ha	1,69	0,00	1000,00	$\ln(x + 1)$
Inverti-psicivore ribe	(InvPis)	kg/ha	0,19	0,00	21,33	$\ln(x + 1)$
Invertivore ribe	(Inv)	kg/ha	0,03	0,00	11,38	$\ln(x + 1)$
Herbi- in planktivore ribe	(HerPl)	kg/ha	0,00	0,00	2,38	$\ln(x + 1)$
Masa rib na površino jezera	(kg/ha)	kg/ha	7,00	0,00	1000,00	$\ln(x + 1)$
Število ribjih vrst	(NoFishSp)	število	6,00	0,00	14,00	



## 6.4 STATISTIČNE ANALIZE

### 6.4.1 Vrednotenje povezav med okoljskimi spremenljivkami

Podatke o vrednosti okoljskih spremenljivk smo uredili v matrike okoljskih spremenljivk. Matrike okoljskih spremenljivk so predstavljajo spremenljivke, ki smo jih razvrstili v skupine: regionalne značilnosti, raba tal, evtrofikacija, ribiško upravljanje in hidromorfološke značilnosti. Povezavo med okoljskimi spremenljivkami smo ovrednotili z izračunom Spearmanovega korelacijskega koeficienta,  $R_s$ . Za izračune smo uporabili programski paket R serija 3.2.1 (R Development Core Team, 2014). Primerjavo vrednosti korelacijskih koeficientov med petimi skupinami spremenljivk smo naredili s Kruskal-Wallis testom (McDonald, 2014). Primerjavo vrednosti korelacijskih koeficientov med dvema skupinama smo naredili z neparametričnim Mann-Whitney U testom (Mann in Whitney, 1947). Vrednosti korelacijskih koeficientov in njihov razpon med posameznimi skupinami smo prikazali z grafikoni kvantilov. Za neparametrični test, grafične prikaze in opisno statistiko smo uporabili programski paket SPSS Statistics 21 (IBM, 2012).

### 6.4.2 Povezave med okoljskimi spremenljivkami in variabilnostjo združb bentoških nevretenčarjev

Z gradientno metodo smo za celoten podatkovni set (122 vzorcev) analizirali odnose med okoljskimi spremenljivkami (neodvisne spremenljivke) in združbami BN (odvisne spremenljivke). Z vsako matriko okoljskih spremenljivk smo izvedli kanonično korespondenčno analizo (CCA) (ter Braak in Prentice, 1988). CCA smo izvedli po metodi izbiranja spremenljivk (Forward selection – FS), ki omogoča vključitev okoljskih spremenljivk, s katerimi statistično značilno ( $p < 0,05$ ) pojasnimovariabilnost matrike taksonov BN. CCA smo izvedli z uporabo matrike številčnosti taksonov (abundance) in izbrano matriko okoljskih spremenljivk. V postopku izbiranja smo izračunali variabilnost matrike taksonov, pojasnjeno s posamezno spremenljivko pred izbiranjem ( $\lambda_1$ ) in relativni pojasnjeni delež posamezne spremenljivk po izbiranju ( $RS = \lambda_1 / \lambda_a$ ). Vrednost  $\lambda_a$  je odvisna od testirane spremenljivke in hkrati od spremenljivk, ki smo jih izbrali pred njo. CCA smo izvedli na matriki z vsemi okoljskimi spremenljivkami (Preglednica 19), kjer smo po metodi izbiranja izbrali petnajst spremenljivk, ki najbolj pojasnijo matriko taksonov. CCA analizo smo v nadaljevanju izvedli na posamezni matriki okoljskih spremenljivk.

V primerih, kjer smo vrednotili pojasnjeno variabilnost matrike taksonov z dvema ali več matrikami okoljskih spremenljivk, smo uporabili parcialno kanonično korespondenčno analizo (pCCA) (Borcard in sod., 1992). pCCA omogoča določiti, koliko variabilnosti matrike taksonov pojasnimo s spremenljivkami prve matrike, medtem ko vpliv

spremenljivk druge matrike odstranimo. Vpliv spremenljivk odstranimo tako, da te spremenljivke v analizo vključimo kot sospremenljivke (kovariable). S pCCA smo pojasnili variabilnost taksonov med skupinami okoljskih matrik (raba tal, evtrofikacija, ribiško upravljanje in hidromorfološke značilnosti) z odstranjenim vplivom regionalnih značilnosti (sestavljene gradient kot sospremenljivka). Sestavljeni gradient regionalnih značilnosti smo izračunali iz štirih okoljskih spremenljivk: volumen, velikost prispevne površine, zemljepisna širina in zemljepisna dolžina. S preliminarnimi analizami smo ugotovili, da časovna spremenljivka pojasni relativno majhen delež variabilnosti združb BN, zato je nismo vključili v sestavljeni gradient regionalnih značilnosti. Ugotavljali smo tudi pojasnjeno variabilnost matrike taksonov posamezne skupine obremenitve ob upoštevanju spremenljivk skupine ribiško upravljanje kot sospremenljivke. Pojasnjeno variabilnost smo razdelili na presečni in disjunktni delež. Presečni delež predstavlja vrednosti, pojasnjene z obema oz. več obravnavanimi skupinami okoljskih spremenljivk, medtem ko je disjunktni delež vrednost pojasnjene variabilnosti samo s posamezno skupino okoljskih spremenljivk.

Podatke nekaterih okoljskih spremenljivk smo pred ordinacijskimi analizami transformirali in prodobili bolj enakomerno razporeditve vrednosti okoljskih spremenljivk. Zaradi možnosti vpliva maloštevilnih vrst, ki so ekološko pomembne, smo številčnost taksonov pretvorili s funkcijo  $\ln(x + 1)$  in uporabili funkcijo programa »downweighting rare species«, s katero smo zmanjšali vpliv redkih taksonov na rezultate analiz. Ob vsaki analizi smo izbrali Monte Carlo permutacijski test z 999 naključnimi permutacijami, da smo preverili statistično značilnost pojasnjene variabilnosti matrike taksonov. Na rezultate obeh metod vpliva število spremenljivk in število vzorcev, vključenih v analizo, zato so vse vrednosti pojasnjene variabilnosti prilagojene na podlagi Ezekielove prilagojene cenilke ( $R^2$  adj.). Za analize smo uporabili programski paket CANOCO 5 (ter Braak in Šmilauer, 2012).

### **6.4.3 Analize združb bentoških nevretenčarjev vzdolž prepoznanih okoljskih gradientov**

Z metodo CCA smo ločeno za posamezno skupino okoljskih spremenljivk dobili najboljše sestavljene gradiente. Sestavljene gradiente smo dobili kot linearno kombinacijo okoljskih spremenljivk, ki razporedijo taksone vzdolž gradientov. Vzdolž prvih dveh osi CCA diagramov, smo s CCA analizo za vsak takson izračunali indikatorske vrednosti, ki ponazarjajo optimum taksona (angl. species scores) in vrednosti tolerance oz. občutljivosti (angl. tolerance values) taksona. Indikatorske vrednosti smo normalizirali na lestvici od 0 do 1. Vrednost 1 pomeni, da je optimum taksona pri največji vrednosti gradienta, oz. kjer je obremenitev majhna, medtem ko vrednost 0 pomeni, da je optimum taksona pri

najmanjši vrednosti gradienta, oz. kjer je obremenitev velika. Pred normalizacijo vrednosti smo določili smer naraščanja gradienta. Normalizirane vrednosti smo izračunali po naslednji enačbi:

$$\text{vrednost} = \frac{SC\_CCA_{e-i} - SC\_CCA_{e-LA}}{SC\_CCA_{e-REF} - SC\_CCA_{e-LA}} \quad \dots (3)$$

SC\_CCA<sub>e-i</sub> – izračunana indikatorska vrednost i-tega taksona znotraj posamezne skupine spremenljivk, SC\_CCA<sub>e-REF</sub> – majhna obremenitev/ najvišja izračunana indikatorska vrednost taksona, SC\_CCA<sub>e-LA</sub> – velika obremenitev/najnižja izračunana indikatorska vrednost taksona.

Tolerančne vrednosti pogosto uporabljamo pri biotskem vrednotenju voda, saj predstavljajo »širino« ekološke valence taksona glede na opazovan gradient (npr. Zelinka in Marvan 1962; Urbanič 2014b). Tolerančne vrednosti smo določili na podlagi CCA ordinacijskih osi. Za lažjo interpretacijo in primerjavo okoljskih gradientov smo tolerančne vrednosti razdelili v tri razrede (Preglednica 16).

Preglednica 16. Porazdelitev tolerančnih vrednosti 253 taksonov na podlagi CCA analiz (trije enakomerni razredi na podlagi tolarančne vrednosti; Tv5 – steneki taksoni; Tv1 – evrieki taksoni in Tv3 – povprečno tolerantni taksoni)

Table 16. Determination of tolerance values of 253 taxa derived from CCAs analyses (three equal tolerance classes; Tv5 – taxa with low tolerance or stenoecious taxa; Tv1 – taxa with high tolerance or euryecious taxa and Tv3 – taxa in-between).

CCA tolerančna vrednost	Oznaka razreda
< 0,4	Tv5
0,4– 0,6	Tv3
0,6 >	Tv1

V razredu Tv1 so generalisti (evrieki taksoni), medtem ko so v razredu Tv5 specialisti (steneki taksoni). Za grafičen prikaz razmerij med razredi tolerančnih vrednosti vzdolž gradientov z naložnimi histogrami smo uporabili programski paket SPSS Statistics 21 (IBM, 2012). Z istim programom smo prikazali variabilnost indikatorskih vrednosti z grafikoni kvantilov. S Friedmanovim testom (Friedman, 1937, 1939) smo preverili enakost porazdelitve taksonov BN vzdolž okoljskih gradientov. Friedmanov test za je neparametrična alternativa za enosmerno ANOVA-o s ponavljajočimi meritvami. Ugotavljali smo razlike med povprečnimi vrednostmi indikatorskih vrednosti vzdolž okoljskih gradientov in srednjimi vrednostmi tolerančnih vrednosti med okoljskimi gradienti. Friedmanov test smo izvedli s pomočjo programa SPSS Statistics 21 (IBM, 2012).

#### 6.4.4 Izračun sestavljenih gradientov in določitev ekoloških pragov

Analize odnosov med (enostavnimi in sestavljenimi) gradienti in združbami BN smo izvedli z analizo Threshold Indicator Taxa Analysis s kombiniranjem metode izračuna točke preloma (angl. change point analysis; nCPA) in analize indikatorske vrednosti taksonov (IndVal, Dufrene in Legendre, 1997; TITAN, Baker in King, 2010). Z metodo TITAN smo izračunali ekološki prag okoljskih spremenljivk na podlagi sprememb v združbi. Za izbor optimalne točke preloma je po metodi TITAN uporabljena binarna delitev, kjer izračunamo dve vrednosti IndVal na podlagi vseh vzorcev – eno nad potencialni ločitveno točko in drugo pod njo (angl. split point). Relativna moč indikatorske vrednosti IndVal na vsaki strani točke preloma določa, ali je trend spremembe številčnosti posameznih taksonov vzdolž gradienta pozitiven z+ ali negativen z-) (Baker in King, 2013). Kumulativni odziv vseh taksonov odraža spremembe v sestavi združb in je naveden ločeno za taksone s pozitivnim in taksone z negativnim trendom odziva. Z metodo bootstrap s 500 zamenjavami smo preverili statistično značilnost izračunanih vrednosti. Z metodo bootstrap smo preverili kakovost (quality) odziva taksona, čistost odziva taksona (purity > 0,95) in zanesljivost odziva taksona (reliability < 0,95). Za metodo TITAN smo uporabili paket TITAN (Baker in King, 2015) programskega jezika R (R Development Core Team, 2011), v programskem okolju RStudio serija 3.0.3.

V vhodnih podatkih številčnosti taksonov za analizo TITAN smo upoštevali taksone, ki so bili prisotni na več kot treh vzorčnih mestih. Abundance smo pred analizo transformirali. Za enostavne gradientne obremenitev smo uporabili vrednosti posamezne izbrane okoljske spremenljivke, medtem ko so sestavljeni gradienti kombinacija večih spremenljivk. Iz vrednosti izbranih okoljskih spremenljivk, smo izračunali sestavljene gradiente po metodi multimetrijskih indeksov (Hering, 2006). Postopek izračuna je potekal v več korakih.

1. Izračun transformiranih vrednosti spremenljivk.
2. Izbira spremenljivk s CCA po metodi izbiranja spremenljivk ter izračun  $\lambda_a$  za posamezno spremenljivko, ki jo želimo vključiti v sestavljen gradient:

$$\lambda_a = \text{skupna pojasnjena variabilnost} * \% \text{ pojasnjene variabilnosti s spremenljivko...} \quad (4)$$

3. Za vsako izbrano spremenljivko (X) smo določili spodnjo mejo ( $X_{sp}$ ) oz. izmerjeno vrednost spremenljivke, ki odraža najbolj antropogeno spremenjene razmere. Za izračun smo uporabili percentile (razpon 5–95. percentil izmerjenih vrednosti). Pri spremenljivkah, katere vrednosti se s povečano obremenitvijo manjšajo smo pri izračunu sestavljenega gradienta uporabili vrednosti nižjega percentila. Pri spremenljivkah, pri katerih se s povečano obremenitvijo vrednost zmanjšuje, npr. Secchijeva globina, smo za spodnjo mejo uporabili 5 % izmerjenih vrednosti.

4. Za vsako spremenljivko smo določili tudi referenčno vrednost ( $X_{ref}$ ), ki odraža najmanj spremenjene razmere oz. je vrednost spremenljivke obremenitve najnižja. Določili smo jo

na podlagi minimuma izmerjene vrednosti oz. v primerih, kot je npr. Secchijeva globina, koncentracija kisika ... maksimalne izmerjene vrednosti.

5. Z uporabo spodnje meje in referenčnih vrednosti smo izračunali normalizirane vrednosti spremenljivk po enačbi:

$$X_{nor} = \frac{X - X_{sp}}{X_{ref} - X_{sp}} \quad \dots (5)$$

$$X_{nor} \geq 1 \rightarrow X_{nor} = 1 \text{ in } X_{nor} \leq 0 \rightarrow X_{nor} = 0$$

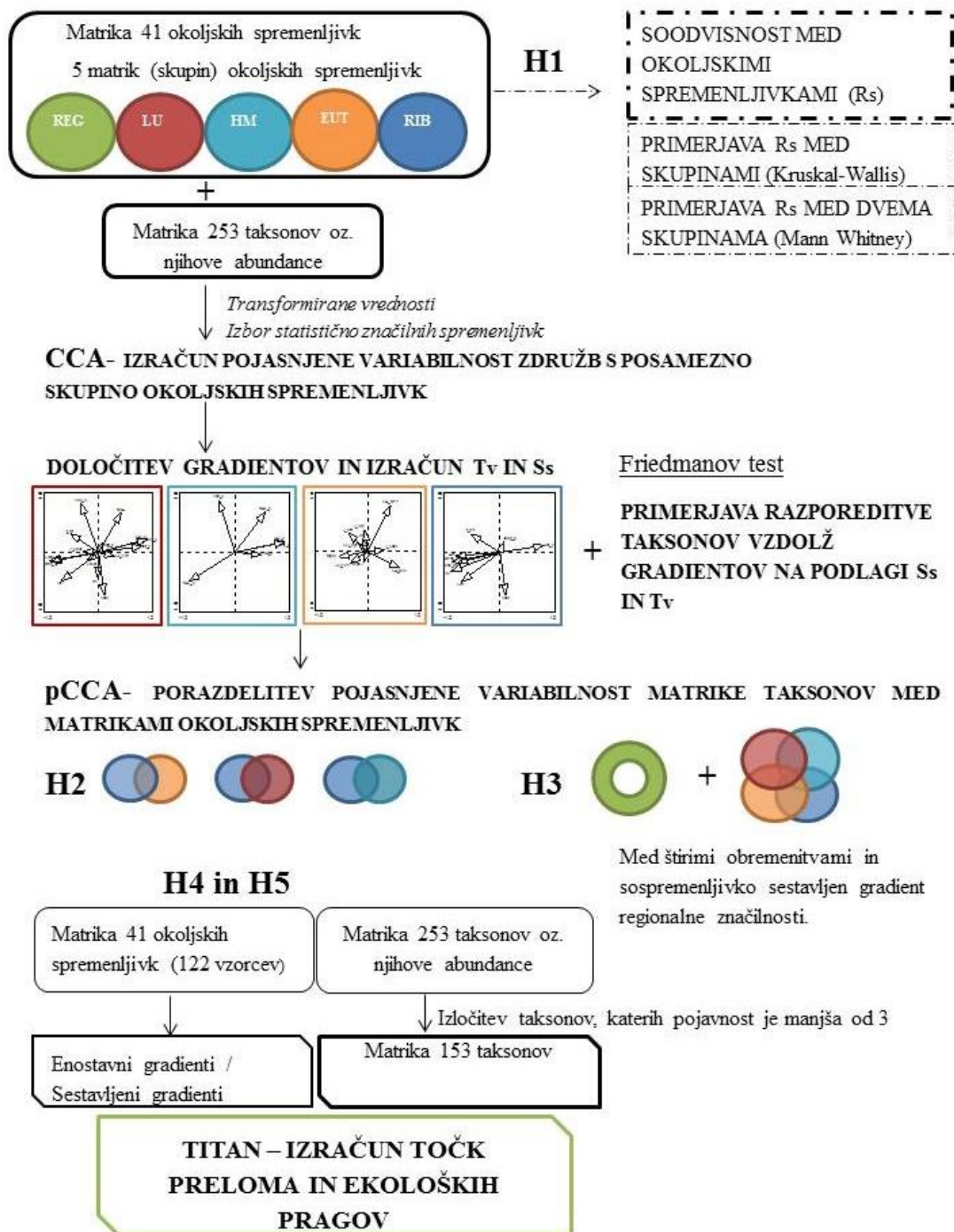
6. V končne normalizirane vrednosti smo vrednosti  $X_{nor}$  pretvorili po naslednji enačbi:

$$X_{knor} = (1 - X_{nor}) * 100 \quad \dots (6)$$

7. Sestavljene gradiente iz izbranih in izračunanih končnih normaliziranih vrednosti spremenljivk obremenitev smo izračunali kot utežno povprečje po enačbi:

$$SG = \sum_{i=1}^n \left( \frac{X_{knor(i)} * \lambda_{a(i)}}{\sum_{i=1}^n \lambda_a} \right) \quad \dots (7)$$

Vrednosti vsakega gradienta so od 0 do 100, kjer 100 odraža največjo vrednost obremenitve. Za vsak izračunan sestavljen gradient smo določili minimum, maksimum in izračunali povprečje, mediano in 5-ti, 25-ti, 75-ti in 95-ti percentil. Z izračunom korelacij smo ovrednotili povezave med okoljskimi spremenljivkami, iz katerih je bil gradient sestavljen, in sestavljenimi gradienti. Izračunali smo tudi korelacije med sestavljenimi gradienti in enostavnimi gradienti. Za vsak izračunan sestavljeni gradient smo izračunali tudi pojasnjeno variabilnost združb BN jezer.



Slika 12. Koraki analiznega postopka med matrikami okoljskih spremenljivk in matriko taksonov BN ( $R_s$  – korelacijski koeficient;  $S_s$  – indikatorska vrednost taksona;  $T_v$  – tolerančna vrednost taksona; oznake skupin spremenljivk: RE – regionalne značilnosti, LU – Raba tal, HM – hidromorfološke značilnosti, EUT – evtrofikacija, RIB – ribiško upravljanje)

Figure 12. Analytical procedure in the analyses of relationships among environmental variables and benthic invertebrate assemblages ( $R_s$  – correlation coefficient;  $S_s$  – species score;  $T_v$  – tolerance value; abbreviations for groups of variables: REG – regional characteristics, LU – land use, HM – hydromorphological degradation, EUT – eutrophication, RIB – fish stocking).

## 7 REZULTATI

### 7.1 KORELACIJE MED OKOLJSKIMI SPREMENLJIVKAMI

Med okoljskimi spremenljivkami smo izračunali 820 korelacij. Med njimi je bilo 489 statistično značilnih ( $p < 0,05$ ). Več kot dve tretjini (69 %) statistično značilnih korelacij je bilo šibkih ( $R_s \leq 0,50$ ), manj (19 %) srednje močnih korelacij ( $0,05 < R_s < 0,7$ ) in najmanj (12 %) močnih korelacij ( $R_s \geq 0,70$ ). Statistično značilne močne korelacije smo ugotovili znotraj skupin spremenljivk regionalne značilnosti, raba tal, evtrofikacija in hidromorfološke značilnosti. Zemljepisna dolžina je bila v močni negativni korelaciji s spremenljivkama povprečna globina ( $R_s = -0,82$ ;  $p < 0,001$ ) in volumen jezera ( $R_s = -0,80$ ;  $p < 0,001$ ) v skupini spremenljivk regionalne značilnosti. V skupini spremenljivk evtrofikacija je bila Secchijeva globina v močni negativni korelaciji s skupnim fosforjem ( $R_s = -0,84$ ;  $p < 0,001$ ) in klorofilom *a* ( $R_s = -0,89$ ;  $p < 0,001$ ). Znotraj skupine raba tal smo ugotovili močno pozitivno korelacijo med deležema intenzivnega kmetijstva in njivskih površin ( $R_s = 0,98$ ;  $p < 0,001$ ) ter močno negativno korelacijo med deležema intenzivnih kmetijskih in naravnih površin ( $R_s = -0,93$ ;  $p < 0,001$ ).

Nekatere spremenljivke iz skupine raba tal so bile v statistično značilni močni korelaciji s spremenljivkami iz drugih skupin, in sicer z regionalnimi značilnostmi in evtrofikacijo. Delež njivskih površin je bil v močni negativni korelaciji z zemljepisno dolžino ( $R_s = -0,83$ ;  $p < 0,001$ ), delež intenzivnega kmetijstva pa z nadmorsko višino ( $R_s = -0,93$ ;  $p < 0,001$ ). Poleg tega je bil delež intenzivnega kmetijstva v močni pozitivni korelaciji s skupnim fosforjem ( $R_s = 0,87$ ;  $p < 0,001$ ), delež njivskih površin pa s skupnim dušikom ( $R_s = 0,70$ ;  $p < 0,001$ ). Za spremenljivke iz skupin hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje nismo ugotovili močnih korelacij s spremenljivkami iz drugih skupin spremenljivk.

Preglednica 17. Statistično značilne korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient  $R_s$ ) med okoljskimi spremenljivkami. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami (\*\*\*)  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ). Vrednosti  $R_s \geq 0,50$  so natisnjene krepko. Oznake okoljskih spremenljivk so v Preglednici 18

Table 17. Statistical significant Spearman's rank correlation coefficient-  $R_s$  of all environmental variables. Statistical significance level is indicated by asterisk (\*\*\*)  $p < 0.001$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*  $p < 0.05$ ). Bold values are  $R_s \geq 0.5$  correlations. For environmental variable codes see Table 18.

	koor_y	koor_x	NMV	glob_max	glob_pov	Vol	Pov	VPP	t_zad	Pis
koor_x	0,49***									
NMV	- <b>0,59***</b>	- 0,17								
glob_max	- <b>0,68***</b>	- 0,16	<b>0,75***</b>							
glob_pov	- <b>0,82***</b>	- 0,24**	<b>0,86***</b>	<b>0,94***</b>						
Vol	- <b>0,80***</b>	- 0,15	<b>0,84***</b>	<b>0,85***</b>	<b>0,96***</b>					
Pov	- <b>0,51***</b>	0,08	<b>0,71***</b>	<b>0,58***</b>	<b>0,70***</b>	<b>0,85***</b>				
VPP	0,35***	0,35***	- 0,17	- 0,27**	- 0,26**	- 0,26**	0,03			
t_zad	- 0,22*	0,00	0,52***	<b>0,58***</b>	<b>0,50***</b>	0,49***	0,28**	- <b>0,72***</b>		
Pis	- 0,02	- 0,31***	0,26**	0,09	0,13	0,12	0,24**	0,31***	- 0,27**	
Omn	<b>0,55***</b>	0,10	- <b>0,63***</b>	- 0,48***	- <b>0,59***</b>	- <b>0,60***</b>	- <b>0,54***</b>	0,08	- 0,25**	0,04
InvPis	- 0,26**	0,01	<b>0,51***</b>	0,45***	0,44***	0,38***	0,24**	- 0,24**	0,32***	0,35***
Inv	0,05	0,31***	- 0,19*	- 0,06	- 0,10	0,00	0,06	- 0,16	- 0,08	0,17
HerPl	<b>0,53***</b>	0,04	- 0,40***	- 0,28**	- 0,40***	- 0,44***	- 0,37***	0,21*	- 0,23*	0,37***
kg/ha	0,46***	- 0,16	- 0,34***	- 0,42***	- 0,44***	- <b>0,52***</b>	- 0,44***	0,38***	- 0,44***	<b>0,53***</b>
NoFishSp	0,21*	0,25**	- 0,14	0,16	- 0,04	- 0,02	- 0,02	- 0,32***	0,31***	0,14
URB	- 0,03	<b>0,64***</b>	- 0,02	0,07	0,04	0,14	0,13	- 0,30***	0,30***	- <b>0,61***</b>
I-AG	<b>0,82***</b>	0,26**	- <b>0,93***</b>	- <b>0,87***</b>	- <b>0,97***</b>	- <b>0,94***</b>	- <b>0,71***</b>	0,29**	- <b>0,51***</b>	- 0,12
E-AG	0,37***	0,09	- <b>0,63***</b>	- 0,41***	- <b>0,51***</b>	- <b>0,54***</b>	- <b>0,64***</b>	- 0,25**	0,08	- <b>0,59***</b>
NJIV	<b>0,83***</b>	0,24**	- <b>0,91***</b>	- <b>0,86***</b>	- <b>0,97***</b>	- <b>0,95***</b>	- <b>0,71***</b>	0,27**	- 0,49***	- 0,08
NAS	0,21*	0,24**	- <b>0,65***</b>	- 0,35***	- 0,44***	- <b>0,51***</b>	- <b>0,55***</b>	0,33***	- <b>0,51***</b>	- 0,37***
NAR	- <b>0,77***</b>	- 0,41***	<b>0,88***</b>	<b>0,82***</b>	<b>0,91***</b>	<b>0,84***</b>	<b>0,59***</b>	- 0,22*	0,40***	0,29**

se nadaljuje



Nadaljevanje Preglednice 17. Statistično značilne korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient  $R_s$ ) med okoljskimi spremenljivkami. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami (\*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ). Vrednosti  $R_s \geq 0,50$  so natisnjene krepko. Oznake okoljskih spremenljivk so v Preglednici 18.

	koor_y	koor_x	NMV	glob_max	glob_pov	Vol	Pov	VPP	t_zad	Pis
SecD	-0,78***	-0,26**	<b>0,88***</b>	<b>0,90***</b>	<b>0,96***</b>	<b>0,93***</b>	<b>0,72***</b>	-0,27**	0,49***	0,23*
O2Con	-0,53***	0,10	<b>0,68***</b>	<b>0,53***</b>	0,65***	<b>0,68***</b>	<b>0,68***</b>	0,10	0,10	0,18*
O2Sat	0,10	0,40***	0,09	-0,14	-0,06	0,02	0,27**	0,45***	-0,41***	0,20*
TP	<b>0,86***</b>	0,44***	-0,77***	-0,72***	-0,85***	-0,82***	-0,58***	0,31***	-0,32***	-0,18
PO4	<b>0,67***</b>	0,49***	-0,66***	-0,63***	-0,71***	-0,66***	-0,48***	0,24**	-0,29**	-0,24**
NO3	0,34***	0,14	-0,59***	-0,31***	-0,43***	-0,49***	-0,38***	<b>0,58***</b>	-0,59***	0,15
NH4	0,39***	0,23**	-0,46***	-0,36***	-0,46***	-0,42***	-0,41***	-0,32***	0,27**	-0,59***
TN	<b>0,55***</b>	0,32***	-0,76***	-0,52***	-0,66***	-0,68***	-0,56***	0,36***	-0,42***	-0,19*
Chl_a	<b>0,78***</b>	0,39***	-0,80***	-0,82***	-0,90***	-0,84***	-0,60***	0,22*	-0,37***	-0,23*
Z_Lit	0,05	0,05	-0,03	0,00	-0,03	0,01	-0,04	-0,44***	0,37***	-0,35***
Z_SpVod	-0,20*	-0,01	0,27**	0,28**	0,32***	0,36***	0,31***	-0,18	0,20*	-0,09
Z_ZalP	0,01	0,18*	0,13	0,11	0,10	0,09	0,02	-0,23*	0,31***	-0,28**
LMI	0,15	0,15	-0,05	-0,05	-0,06	-0,01	0,00	-0,10	0,16	-0,28**
Mezolit	-0,16	0,10	0,30***	0,14	0,23*	0,30***	0,30***	-0,18	0,17	0,05
Mikrolit	-0,37***	0,02	0,49***	0,35***	0,45***	0,49***	<b>0,53***</b>	0,15	0,04	0,19*
Fit-Su	0,11	0,01	-0,06	0,12	0,01	0,00	0,06	0,02	0,03	0,13
Fit-Pl	<b>0,55***</b>	0,40***	-0,48***	-0,39***	-0,50***	-0,42***	-0,16	0,28**	-0,19*	-0,06
Fital	0,40***	0,25**	-0,28**	-0,13	-0,26**	-0,23*	-0,05	0,18*	-0,08	0,05
Ksilal	0,15	0,17	-0,21*	-0,25**	-0,24**	-0,18*	-0,10	-0,07	-0,03	-0,16

	Omn	InvPis	Inv	HerPl	kg/ha	NoFishSp	URB	I-AG	E-AG	NJIV
InvPis	-0,34***									
Inv	0,24**	0,22*								

se nadaljuje

Nadaljevanje Preglednice 17. Statistično značilne korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient  $R_s$ ) med okoljskimi spremenljivkami. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami (\*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ). Vrednosti  $R_s \geq 0,50$  so natisnjene krepko. Oznake okoljskih spremenljivk so v Preglednici 18

	Omn	InvPis	Inv	HerPl	kg/ha	NoFishSp	URB	I-AG	E-AG	NJIV
HerPl	<b>0,59***</b>	- 0,04	0,17							
kg/ha	<b>0,69***</b>	- 0,09	- 0,03	<b>0,58***</b>						
NoFishSp	0,42***	0,28**	0,67***	0,45***	0,03					
URB	- 0,08	0,18	0,47***	- 0,38***	<b>- 0,58***</b>	0,34***				
I-AG	<b>0,63***</b>	- 0,44***	0,14	0,49***	0,46***	0,13	- 0,06			
E-AG	<b>0,57***</b>	<b>- 0,52***</b>	- 0,07	0,24**	0,11	0,17	0,18	<b>0,54***</b>		
NJIV	<b>0,62***</b>	- 0,40***	0,13	<b>0,52***</b>	0,48***	0,15	- 0,10	<b>0,98***</b>	<b>0,52***</b>	
NAS	0,36***	- 0,24**	0,11	0,09	0,12	0,01	0,25**	<b>0,51***</b>	0,43***	0,46***
NAR	<b>- 0,64***</b>	0,44***	- 0,20*	- 0,40***	- 0,30***	- 0,23*	- 0,19*	<b>- 0,93***</b>	<b>- 0,65***</b>	<b>- 0,91***</b>
SecD	<b>- 0,58***</b>	<b>0,55***</b>	- 0,01	- 0,42***	- 0,40***	0,01	0,05	<b>- 0,96***</b>	<b>- 0,60***</b>	<b>- 0,95***</b>
O2Con	<b>- 0,56***</b>	0,44***	0,05	- 0,44***	- 0,37***	- 0,11	0,23**	<b>- 0,68***</b>	<b>- 0,65***</b>	<b>- 0,69***</b>
O2Sat	- 0,22*	0,18*	0,25**	- 0,06	- 0,06	- 0,05	0,19*	0,03	- 0,47***	0,03
TP	<b>0,65***</b>	- 0,42***	0,11	0,45***	0,38***	0,23*	0,07	<b>0,87***</b>	<b>0,57***</b>	<b>0,86***</b>
PO4	<b>0,51***</b>	- 0,28**	0,22*	0,40***	0,28**	0,16	0,22*	<b>0,72***</b>	0,48***	<b>0,70***</b>
NO3	0,27**	- 0,24**	- 0,07	0,22*	0,43***	- 0,09	- 0,26**	<b>0,55***</b>	0,14	<b>0,54***</b>
NH4	0,46***	- 0,29**	0,04	- 0,03	- 0,06	0,21*	0,41***	0,44***	<b>0,72***</b>	0,41***
TN	0,44***	- 0,33***	0,15	0,12	0,32***	0,02	0,05	<b>0,72***</b>	0,40***	<b>0,70***</b>
Chl_a	<b>0,58***</b>	- 0,44***	0,13	0,33***	0,29**	0,15	0,14	<b>0,88***</b>	<b>0,54***</b>	<b>0,87***</b>
Z_Lit	0,09	0,06	0,08	- 0,04	- 0,24**	0,25**	0,34***	0,00	0,30***	0,00
Z_SpVod	- 0,23*	0,18*	0,03	- 0,21*	- 0,28**	0,01	0,19*	- 0,32***	- 0,15	- 0,33***
Z_ZalP	0,03	0,11	0,00	- 0,14	- 0,15	0,13	0,36***	- 0,13	0,25**	- 0,14
LMI	0,09	- 0,12	0,02	- 0,06	- 0,12	0,05	0,22*	0,04	0,24**	0,03
Mezolit	- 0,17	0,25**	0,20*	- 0,14	- 0,19*	0,10	0,25**	- 0,28**	- 0,23**	- 0,28**

se nadaljuje

Nadaljevanje Preglednice 17. Statistično značilne korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient Rs) med okoljskimi spremenljivkami. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami (\*\*\*)  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ). Vrednosti  $R_s \geq 0,50$  so natisnjene krepko. Oznake okoljskih spremenljivk so v Preglednici 18

	Omn	InvPis	Inv	HerPl	kg/ha	NoFishSp	URB	I-AG	E-AG	NJIV
Mikrolit	-0,29**	0,14	-0,03	-0,20*	-0,17	-0,13	0,02	-0,47***	-0,49***	-0,48***
Fit-Su	0,05	0,09	0,11	0,22*	0,03	0,28**	-0,04	0,06	-0,05	0,08
Fit-Pl	0,38***	-0,26**	0,15	0,29**	0,22*	0,21*	0,07	<b>0,55***</b>	0,23*	<b>0,54***</b>
Fital	0,26**	-0,08	0,15	0,33***	0,16	0,31***	0,02	0,33***	0,11	0,34***
Ksilal	0,15	-0,14	0,15	0,04	-0,03	0,10	0,21*	0,22*	0,26**	0,21*

	NAS	NAR	SecD	O2Con	O2Sat	TP	PO4	NO3	NH4	TN
NAR	<b>-0,59***</b>									
SecD	-0,47***	<b>0,90***</b>								
O2Con	-0,26**	<b>0,60***</b>	<b>0,69***</b>							
O2Sat	0,02	-0,04	-0,02	<b>0,62***</b>						
TP	0,43***	<b>-0,87***</b>	<b>-0,84***</b>	<b>-0,63***</b>	-0,04					
PO4	0,40***	<b>-0,74***</b>	<b>-0,69***</b>	-0,41***	0,07	<b>0,69***</b>				
NO3	<b>0,55***</b>	<b>-0,41***</b>	-0,47***	-0,28**	0,06	0,47***	0,23**			
NH4	0,34***	<b>-0,59***</b>	-0,45***	-0,48***	-0,31***	<b>0,57***</b>	0,39***	-0,02		
TN	<b>0,63***</b>	<b>-0,66***</b>	<b>-0,63***</b>	<b>-0,50***</b>	-0,10	<b>0,70***</b>	<b>0,55***</b>	<b>0,69***</b>	0,37***	
Chl_a	0,46***	<b>-0,88***</b>	<b>-0,89***</b>	<b>-0,58***</b>	0,02	<b>0,82***</b>	<b>0,79***</b>	0,40***	<b>0,51***</b>	<b>0,60***</b>
Z_Lit	-0,04	-0,13	0,01	-0,11	-0,24**	0,06	0,18	-0,38***	0,37***	-0,09
Z_SpVod	-0,12	0,24**	0,34***	0,31***	0,08	-0,27**	-0,22*	-0,24**	-0,05	-0,27**
Z_ZalP	0,03	-0,04	0,09	0,14	-0,01	-0,01	0,02	-0,23**	0,29**	-0,13
LMI	0,04	-0,15	-0,07	-0,07	-0,05	0,17	0,08	-0,14	0,32***	0,07
Mezolit	-0,23*	0,21*	0,25**	0,28**	0,13	-0,25**	-0,11	-0,34***	-0,14	-0,35***
Mikrolit	-0,25**	0,43***	0,44***	0,46***	0,26**	-0,43***	-0,38***	-0,23*	-0,34***	-0,40***

se nadaljuje

Nadaljevanje Preglednice 17. Statistično značilne korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient Rs) med okoljskimi spremenljivkami. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami (\*\*\*)  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ). Vrednosti Rs  $\geq 0,50$  so natisnjene krepko. Oznake okoljskih spremenljivk so v Preglednici 18

	NAS	NAR	SecD	O2Con	O2Sat	TP	PO4	NO3	NH4	TN
Fit-Su	-0,03	-0,03	0,04	-0,03	0	0,1	0,04	0,12	-0,03	0,04
Fit-Pl	0,28**	-0,58***	-0,48***	-0,40***	-0,02	<b>0,60***</b>	0,45***	0,33***	0,34***	<b>0,50***</b>
Fital	0,13	-0,34***	-0,24**	-0,22*	0,01	0,41***	0,28**	0,25**	0,15	0,28**
Ksilal	0,08	-0,30***	-0,22*	-0,12	0,02	0,19*	0,26**	-0,02	0,22*	0,12

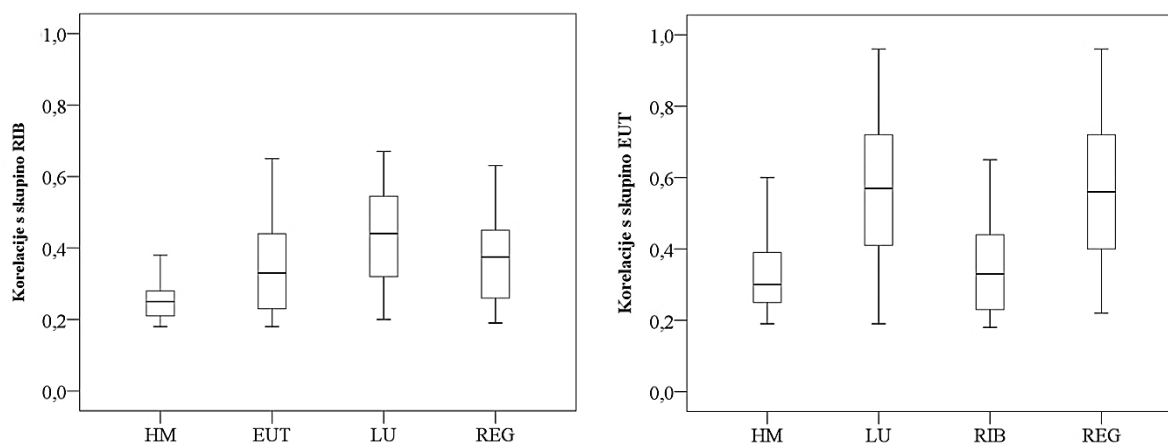
  

	Chl_a	Z_Lit	Z_SpVod	Z_ZalP	LMI	Mezolit	Mikrolit	Fit-Su	Fit-Pl	Fital
Z_Lit	0,08									
Z_SpVod	-0,30***	0,44***								
Z_ZalP	-0,06	0,39***	0,46***							
LMI	0,06	0,51***	<b>0,64***</b>	<b>0,59***</b>						
Mezolit	-0,17	0,1	0,17	-0,02	-0,01					
Mikrolit	-0,40***	-0,14	0,18*	-0,08	0,04	0,32***				
Fit-Su	0	0,16	0,12	-0,02	0,08	-0,11	-0,09			
Fit-Pl	0,49***	-0,02	-0,25**	-0,13	-0,05	-0,17	-0,22*	0,12		
Fital	0,26**	0,12	-0,04	-0,02	0,08	-0,22*	-0,27**	<b>0,77***</b>	<b>0,62***</b>	
Ksilal	0,25**	0,16	-0,11	0,12	-0,02	-0,18*	-0,36***	-0,01	0,24**	0,16

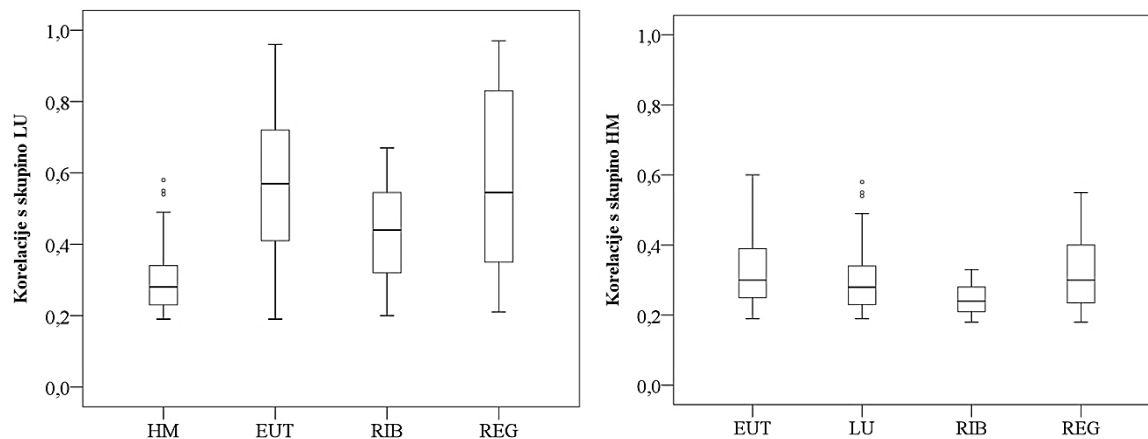
### 7.1.1 Primerjava korelacij med skupinami okoljskih spremenljivk

Statistično značilne razlike med skupinami okoljskih spremenljivk smo ugotovili za korelacije skupin obremenitev s skupino ribiško upravljanje (Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 26,067$ ;  $p < 0,0001$ ) (Slika 13a). Statistično značilne razlike s skupino ribiško upravljanje so bile med skupinama raba tal in hidromorfološke značilnosti (Mann-Whitney U test = - 53,9;  $p < 0,0001$ ). Vrednosti korelacijskih koeficientov med skupinami spremenljivk s skupino evtrofikacija so bile statistično značilno različne (Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 63,677$ ;  $p < 0,0001$ ) (Slika 13b). Statistično značilne razlike s skupino evtrofikacija so bile med skupinama hidromorfološke značilnosti in regionalne značilnosti (Mann-Whitney U test = - 68,8;  $p < 0,0001$ ), hidromorfološke značilnosti in raba tal (Mann-Whitney U test = - 71,5;  $p < 0,0001$ ), ter med skupinama ribiško upravljanje in regionalne značilnosti (Mann-Whitney U test = - 59,6;  $p < 0,0001$ ) in ribiško upravljanje in raba tal (Mann-Whitney U test = 62,3;  $p < 0,0001$ ). Statistično značilne razlike so bile tudi med korelacijskimi koeficienti skupin spremenljivk in skupino raba tal (Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 38,804$ ;  $p < 0,0001$ ) (Slika 13c). Višje vrednosti korelacij smo ugotovili s skupino evtrofikacija, ki se statistično značilno razlikuje od skupine hidromorfološke značilnosti (Mann-Whitney U test = - 54,4;  $p < 0,0001$ ). Spremenljivke hidromorfološke značilnosti so imele višje vrednosti korelacij s skupino spremenljivk evtrofikacija, ki se statistično značilno razlikuje od korelacij s skupino ribiško upravljanje (Mann-Whitney U test = 37,0;  $p = 0,006$ ). Med skupinami obremenitev in skupino hidromorfološke značilnosti smo med korelacijami ugotovili statistično značilne razlike (Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 11,467$ ;  $p = 0,009$ ) (Slika 13d). Statistično značilne razlike med korelacijami smo ugotovili tudi med skupinami obremenitev s skupino regionalne značilnosti (Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 49,806$ ;  $p < 0,0001$ ) (Slika 13e). Spremenljivke evtrofikacije so imele višje vrednosti korelacij s skupino spremenljivk regionalne značilnosti, ki se statistično značilno razlikuje od korelacij s skupinama ribiško upravljanje (Mann-Whitney U test = 48,2;  $p < 0,0001$ ) in hidromorfološke značilnosti (Mann-Whitney U test = - 66,2;  $p < 0,0001$ ).

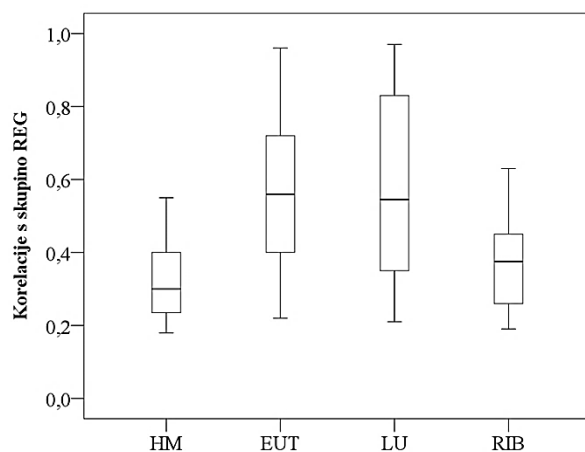
a) Kruskal-Wallis ( $\chi^2 = 26,067$ ;  $p < 0,0001$ )    b) Kruskal-Wallis ( $\chi^2 = 63,677$ ;  $p < 0,0001$ )



c) Kruskal-Wallis ( $\chi^2 = 38,804$ ;  $p < 0,0001$ )    d) Kruskal-Wallis ( $\chi^2 = 11,467$ ;  $p < 0,0001$ )



e) Kruskal-Wallis ( $\chi^2 = 49,806$ ;  $p < 0,0001$ )



Slika 13. Grafikoni kvantilov korelacijskih koeficientov med okoljskimi spremenljivkami glede na različne kombinacije skupin okoljskih spremenljivk a) ribiško upravljanje (RIB), b) eutrofikacija (EUT), c) raba tal (LU), d) hidromorfološke značilnosti (HM) in e) regionalne značilnosti (REG)

Figure 13. Box and whisker plots of correlation coefficients between environmental variables according to combinations of groups of environmental variables a.) fish stocking, b.) eutrophication (EUT), c.) land use (LU), d.) hydromorphological changes (HM) and e.) regional characteristics (REG).

## 7.2 POVEZAVE MED ZDRUŽBAMI BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV IN SPREMENLJIVKAMI IZ SKUPIN REGIONALNE ZNAČILNOSTI, RABA TAL, EVTROFIKACIJA, HIDROMORFOLOŠKE ZNAČILNOSTI IN RIBIŠKO UPRAVLJANJE

S posameznimi okoljskimi spremenljivkami smo pojasnili različne deleže variabilnosti (0,7–12,1 %) združb litoralnih BN (Preglednica 18). Pred metodo izbiranja statistično značilnih spremenljivk (FS) smo največ variabilnosti združb BN pojasnili s spremenljivkami volumen jezera, delež intenzivnega kmetijstva in delež njivskih površin (z vsako 12,1 %). Nekoliko manjši deleži variabilnosti so bili pojasnjeni s spremenljivkami Secchijeva globina (12 %), delež naravnih površin (11,8 %), skupni fosfor (10,5 %) in zemljepisna širina (10,1 %). Od vseh skupin spremenljivk, smo z devetimi spremenljivkami pojasnili med 7 % in 10 % variabilnosti, od katerih so bile po tri spremenljivke iz skupine regionalne značilnosti in skupine evtrofikacija, dve iz skupine raba tal, ter ena iz skupine ribiško upravljanje. Z vsako od spremenljivk iz skupine hidromorfološke značilnosti smo pojasnili manj kot 5 % variabilnosti združb BN.

Preglednica 18. Celoten set okoljskih spremenljivk, navedenih v vrstnem redu glede na velikost pojasnjene variabilnosti združb BN. Pojasnjene variabilnosti združb BN pred izbiranjem  $\lambda_1$  in po metodi izbiranja,  $\lambda_1$  (FS – po metodi izbiranja med vsemi spremenljivkami; izbranih prvih petnajst spremenljivk) in  $\lambda_1$  (skupinsko) (po metodi izbiranja znotraj posamezne skupine spremenljivk z upoštevanjem sospremenljivk regionalnih značilnosti). Vrednosti so navedene samo za spremenljivke, s katerimi smo statistično značilno ( $p < 0,05$ ) pojasnili variabilnost matrike taksonov; / – spremenljivke, s katerimi nismo statistično značilno pojasnili variabilnosti

Table 18. Percentage of the assemblage variance explained by each environmental variable's independent ( $\lambda_1$  – before forward selection) and relative  $\lambda_1$  (FS) (FS - after forward selection within all variable – groups) and and group specific relative importance of each environmental variables considering covariables regional characteristics  $\lambda_1$  (skupinsko) Values are only for variables where they were statistical significant ( $p < 0.05$ ); / – symbolize variables that are not significant .

Spremenljivka	Oznaka	Skupina spremenljivk	Pojasnjena variabilnost		
			$\lambda_1$ (%)	$\lambda_1$ (FS)	$\lambda_1$ (skupinsko)
Volumen jezera	Vol	Regionalne značilnosti	12,1	/	
Povprečna globina jezera	glob_pov	Regionalne značilnosti	11,5	1,7	
Zemljepisna širina	koor_y	Regionalne značilnosti	10,1	1,5	
Nadmorska višina	NMV	Regionalne značilnosti	9,5	/	
Maksimalna globina jezera	glob_max	Regionalne značilnosti	9,3	/	
Površina jezera	Pov	Regionalne značilnosti	9,3	1,0	
Velikost prispevne površine	VPP	Regionalne značilnosti	6,3	3,7	
Zadrževalni čas vode	t_zad	Regionalne značilnosti	6,3	1,7	

se nadaljuje

Nadaljevanje Preglednice 18. Celoten set okoljskih spremenljivk, navedenih v vrstnem redu velikosti pojasnjene variabilnosti združb BN. Pojasnjene variabilnosti združb BN pred izbiranjem  $\lambda_1$  in po metodi izbiranja  $\lambda_1$  (FS – po metodi izbiranja med vsemi spremenljivkami; izbranih prvih petnajst spremenljivk) in  $\lambda_1$  (skupinsko) (po metodi izbiranja znotraj posamezne skupine spremenljivk z upoštevanjem sospremenljivk regionalnih značilnosti). Vrednosti so navedene samo za spremenljivke, s katerimi smo statistično značilno ( $p < 0,05$ ) pojasnili variabilnost matrik taksonov; / – spremenljivke s katerimi nismo statistično značilno pojasnili variabilnosti.

Spremenljivka	Oznaka	Skupina spremenljivk	Pojasnjena variabilnost		
			$\lambda_1$ (%)	$\lambda_1$ (FS)	$\lambda_1$ (skupinsko)
Zemljepisna dolžina	koor_x	Regionalne značilnosti	3,1	1,2	
Mikrolital	Mikrolit	Hidromorfološke značilnosti	4,8	0,7	1,1
Mezolital	Mezolit	Hidromorfološke značilnosti	4,7	1,0	4,9
Plavajoč fital	Fit-Pl	Hidromorfološke značilnosti	4,2	/	3,5
Litoral	Z_Lit	Hidromorfološke značilnosti	2,9	/	1,3
Fital	Fital	Hidromorfološke značilnosti	2,5	1,1	1,2
Območje spremenljivega vodostaja	Z_SpVod	Hidromorfološke značilnosti	2,4	1,3	1,8
LMI	LMI	Hidromorfološke značilnosti	1,6	/	2,4
Zaledni pas	Z_ZalP	Hidromorfološke značilnosti	1,6	/	1,1
Ksilal	Ksilal	Hidromorfološke značilnosti	1,5	0,9	1,4
Potopljen fital	Fit-Su	Hidromorfološke značilnosti	1,1	0,7	1,2
Intenzivno kmetijstvo	I-AG	Raba tal	12,1	12,1	10,3
Njive	NJIV	Raba tal	12,1	2,4	2,7
Naravne površine	NAR	Raba tal	11,8	/	2,4
Ekstenzivno kmetijstvo	E-AG	Raba tal	8,8	/	1,9
Urbane površine	URB	Raba tal	8,2	7,9	7,0
Nasadi	NAS	Raba tal	5,1	/	1,2
Omnivore ribe	Omn	Ribiško upravljanje	7,9	0,7	6,4
Masa rib na površino jezera	kg/ha	Ribiško upravljanje	5,5	/	2,2
Herbi- in planktivore ribe	HerPl	Ribiško upravljanje	4,2	0,7	1,0
Invertivore ribe	Inv	Ribiško upravljanje	3,3	0,9	1,6
Piscivore ribe	Pis	Ribiško upravljanje	3,0	1,4	3,2
Število ribjih vrst	NoFishSp	Ribiško upravljanje	3,0	/	3,2
Invertivore-piscivore ribe	InvPis	Ribiško upravljanje	0,9	/	2,2
Secchijeva globina	SecD	Evtrofikacija	12,0	1,0	10,3
Skupni fosfor	TP	Evtrofikacija	10,5	0,8	1,7
Klorofil <i>a</i>	Chl_a	Evtrofikacija	9,7	0,7	3,4
Koncentracija kisika	O2Con	Evtrofikacija	7,3	1,0	1,2
Amonij	NH4	Evtrofikacija	7,1	1,2	1,9

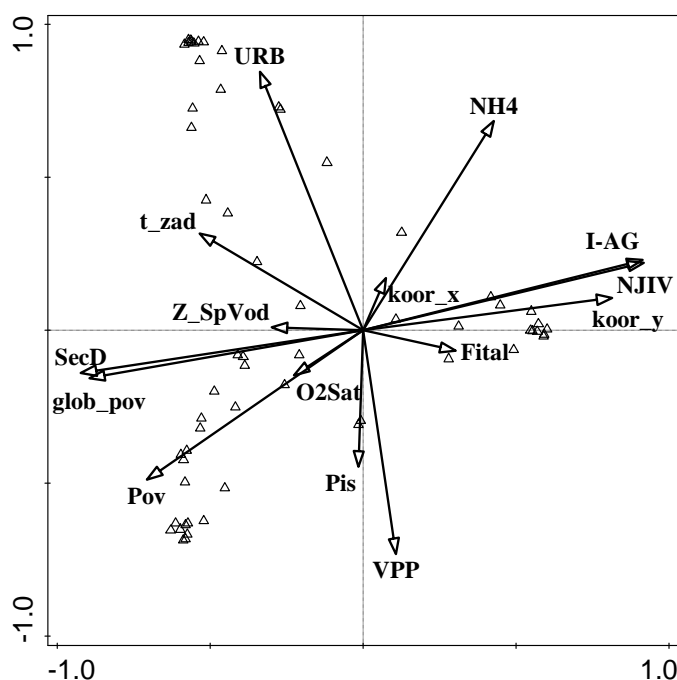
se nadaljuje



Nadaljevanje Preglednice 18. Celoten set okoljskih spremenljivk, navedenih v vrstnem redu velikosti pojasnjene variabilnosti združb BN. Pojasnjene variabilnosti združb BN pred izbiranjem  $\lambda_1$  in po metodi izbiranja  $\lambda_1$  (FS – po metodi izbiranja med vsemi spremenljivkami; izbranih prvih petnajst spremenljivk) in  $\lambda_1$  (skupinsko) (po metodi izbiranja znotraj posamezne skupine spremenljivk z upoštevanjem sospremenljivk regionalnih značilnosti). Vrednosti so navedene samo za spremenljivke, s katerimi smo statistično značilno ( $p < 0,05$ ) pojasnili variabilnost matrik taksonov; / – označuje spremenljivke s katerimi nismo statistično značilno pojasnili variabilnosti

Spremenljivka	Koda	Skupina spremenljivk	Pojasnjena variabilnost		
			$\lambda_1$ (%)	$\lambda_1$ (FS)	$\lambda_1$ (skupinsko)
Nitrat	NO3	Evtrofikacija	6,2	1,0	1,7
Ortofosfat	PO4	Evtrofikacija	5,9	/	1,0
Skupni dušik	TN	Evtrofikacija	5,8	1,1	1,7
Nasičenost vode s kisikom	O2Sat	Evtrofikacija	2,9	1,2	2,0

Po metodi izbiranja spremenljivk za enostavni model CCA z upoštevanjem 114 mest vzorčenja in 253 taksonov je bila skupna pojasnjena variabilnost 32,1 %. Od 15 spremenljivk, ki so statistično značilno pojasnile variabilnost združb BN, smo največ variabilnosti pojasnili s spremenljivkama delež intenzivnega kmetijstva (12,1 %) in delež urbanih površin (7,9 %). Manj variabilnosti smo pojasnili s spremenljivkama velikost prispevne površine (3,7 %) iz skupine spremenljivk regionalne značilnosti in delež njivskih površin (2,4 %) iz skupine raba tal. Z vsako od preostalih izbranih 11 spremenljivk smo pojasnili manj kot 2 % variabilnosti združb. Ugotovili smo, da so bile med 15 spremenljivkami, ki pojasnjujejo variabilnost združb BN, posamezne spremenljivke iz vseh petih skupin spremenljivk. V enostavni model CCA smo vključili šest spremenljivk regionalnih značilnosti, tri spremenljivke rabe tal, tri spremenljivke hidromorfoloških značilnosti in eno spremenljivko skupine ribiško upravljanje (Slika 14).



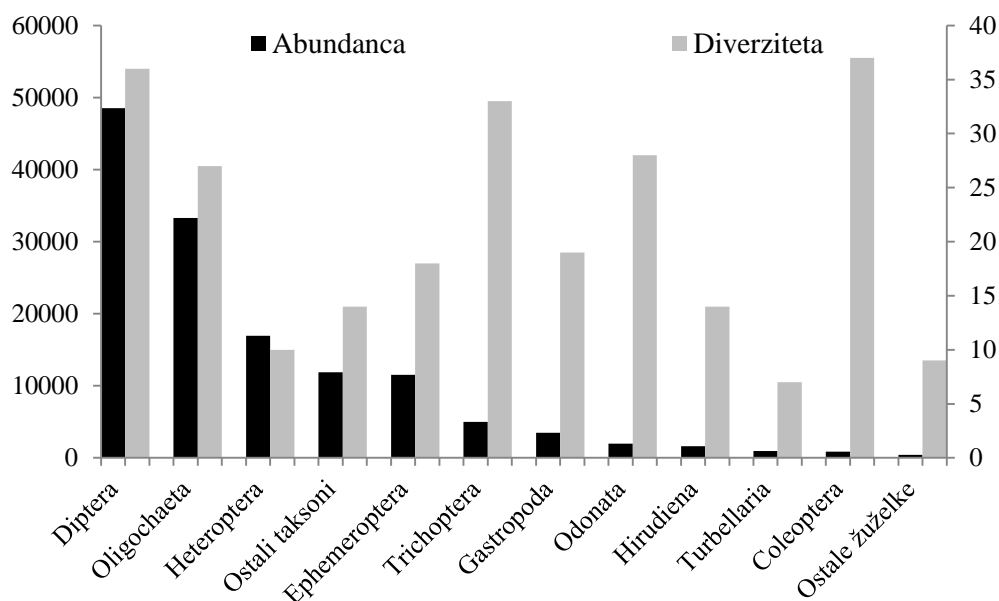
Slika 14. CCA diagram s 253 taksoni in 15 okoljskih spremenljivk. Za oznake okoljskih spremenljivk glej Preglednico 18

Figure 14. CCA ordination diagram with 253 invertebrate taxa and fifteen best fitting environmental variables (arrows). For environmental variable codes see Table 18.

Na variabilnost združb BN vplivajo spremenljivke regionalnih značilnosti in spremenljivke obremenitev. Ugotovili smo, da na združbe BN v litoralno raziskanih jezer najbolj vplivajo spremenljivke delež intenzivnega kmetijstva in podkategorija delež njivskih površin, ter povprečna globina, velikost prispevne površine jezera in Secchijeva globina (Slika 14). Po metodi izbiranja smo izračunali pojasnjeno variabilnost posamezne spremenljivke znotraj skupine obremenitve ob upoštevanju sospremenljivke (sestavljeno gradient regionalne značilnosti). Med spremenljivkami hidromorfološke značilnosti smo največ variabilnosti pojasnili s spremenljivkami mezolital (4,9 %), plavajoči fital (3,5 %) in modularni indeks spremenjenosti obale jezer (LMI) (2,4 %). Z vsako od ostalih spremenljivk (Preglednica 18) smo pojasnili manj kot 2 % variabilnosti. Ugotovili smo, da s spremenljivkama delež intenzivnega kmetijstva (10,3 %) in delež urbanih površin (7,0 %) v skupini raba tal pojasnimo največ variabilnosti. Pojasnjena variabilnost vsake od ostalih spremenljivk skupine raba tal (delež njiv, delež naravnih površin, delež ekstenzivnega kmetijstva in delež nasadov) je bila manj kot 3 %. V skupini ribiško upravljanje smo največ variabilnosti pojasnili s spremenljivko omnivore ribe (6,4 %). Polovico manjšo variabilnost smo pojasnili s spremenljivkama piscivore ribe in število ribjih vrst (3,2 %). V skupini evtrofikacija smo največ variabilnosti pojasnili s spremenljivko Secchijeva globina (10,3 %), medtem ko smo s spremenljivko klorofil *a* pojasnili veliko manj (3,4 %). Z vsako od sedmih spremenljivk (Preglednica 18) v skupini evtrofikacija smo pojasnili < 2 % variabilnosti združb BN.

### 7.3 OKOLJSKI GRADIENTI IN RAZPOREDITEV TAKSONOV

Na 114 mestih vzorčenj smo zbrali 136,358 osebkov (Slika 15). Največ osebkov smo ugotovili v skupini Diptera (48,504), sledili so Oligochaeta (33,272) in Heteroptera (16,924). Najbolj raznolika skupina je bila Coleoptera (37 vrst), sledili so Diptera in Trichoptera (vsaka po 36). Več kot 15 vrst je bilo v skupinah: Oligochaeta (27), Odonata (28), Gastropoda (19) in Ephemeroptera (18). Ostale skupine so bile zastopane z manj vrstami.



Slika 15. Številčnost (črni stolpci) in diverzitetna sestava (sivi stolpci) glavnih taksonomskih skupin litoralnih BN v podatkovnem setu za vsa jezera

Figure 15. Abundance (black bars) and diversity (gray bar) composition of major taxonomic groups of littoral benthic invertebrates in the dataset of all lakes.

#### 7.3.1 Okoljski gradienti

Za posamezne skupine spremenljivk smo izvedli gradientno analizo. Na podlagi rezultatov CCA analiz smo ugotovili, da so vse kanonične osi posamezne skupine spremenljivk statistično značilne ( $p < 0,001$ ; Preglednica 19). Po metodi izbiranja spremenljivk iz posameznih skupin smo ponovno izračunali delež variabilnosti, ki jo pojasni vsaka spremenljivka znotraj skupine. V skupini regionalne značilnosti smo največ variabilnosti združb BN pojasnili s spremenljivko volumen jezera (12,1 %), ki je imela največjo pojasnjevalno moč (relativna  $\lambda_1 = 1$ ). Ostale spremenljivke so imele relativno šibko pojasnjevalno moč (relativna  $\lambda_1 \leq 0,5$ ). V skupini hidromorfološke značilnosti smo največ variabilnosti pojasnili s spremenljivkama mikrolital (4,8 %) in mezolital (4,4 %), medtem ko so ostale spremenljivke imele relativno šibko pojasnjevalno moč (relativna  $\lambda_1 \leq 0,5$ ). V

skupini raba tal smo največji delež variabilnosti BN pojasnili s spremenljivko intenzivno kmetijstvo (12,1 %). Urbanizacija iz iste skupine spremenljivk je imela zmerno pojasnjevalno moč (relativna  $\lambda_1 \geq 0,7$ ), medtem ko so ostale spremenljivke imele šibko pojasnjevalno moč (relativna  $\lambda_1 \leq 0,5$ ). S spremenljivko omnivore ribe (7,9 %), smo največ variabilnosti združb BN pojasnili v skupini ribiško upravljanje. Spremenljivki masa vložnih rib na površino jezera in invertivore-piscivore ribe sta bili pol manj pojasnjevalni kot omnivore ribe. Največ variabilnosti združb BN v skupini evtrofikacija je pojasnila spremenljivka Secchijeva globina (12,0 %). Ostale spremenljivke so bile relativno šibko pojasnjevalne (relativna  $\lambda_1 \leq 0,5$ ).

Preglednica 19. Delež pojasnjene variabilnosti spremenljivke ( $\lambda_1$ ), vrednost statistične značilnosti (p – vrednost) in relativna pojasnjevalna moč (Relativ.  $\lambda_1$ ) posamezne spremenljivke za sestavo združb BN

Table 19. Marginal effects of environmental variables ( $\lambda_1$ ), significance (p – value) and group specific relative importance of each environmental variables (Relativ.  $\lambda_1$ ) for the littoral benthic invertebrate assemblage composition.

Okoljska spremenljivka	Skupina spremenljivk	$\lambda_1$ (pojasnjena %)	Relativ. $\lambda_1$	p – vrednost
Volumen jezera	Regionalne značilnosti	12,1	1,0	0,001
Povprečna globina jezera	Regionalne značilnosti	11,5	0,1	0,004
Zemljepisna širina	Regionalne značilnosti	10,1	0,2	0,001
Nadmorska višina	Regionalne značilnosti	9,5	0,2	0,001
Maksimalna globina jezera	Regionalne značilnosti	9,3	0,1	0,033
Površina jezera	Regionalne značilnosti	9,3	0,1	0,004
Velikost prispevne površine	Regionalne značilnosti	6,3	0,5	0,001
Zadrževalni čas	Regionalne značilnosti	6,3	0,2	0,001
Zemljepisna dolžina	Regionalne značilnosti	3,1	0,3	0,001
Mikrolital	Hidromorfološke značilnosti	4,8	1,0	0,001
Mezolital	Hidromorfološke značilnosti	4,7	0,9	0,001
Plavajoči fital	Hidromorfološke značilnosti	4,2	0,5	0,001
Litoral	Hidromorfološke značilnosti	2,9	0,5	0,001
Fital	Hidromorfološke značilnosti	2,5	0,3	0,007
Območje spremenljivega vodostaja	Hidromorfološke značilnosti	2,4	0,5	0,001
Modularni ndeks spremenjenosti obale jezer	Hidromorfološke značilnosti	1,6	0,3	0,001

se nadaljuje

Nadaljevanje Preglednice 19. Delež pojasnjene variabilnosti spremenljivke ( $\lambda_1$ ), vrednost statistične značilnosti (p – vrednost) in relativna pojasnjevalna moč (Relativ.  $\lambda_1$ ) posamezne spremenljivke za sestavo združb BN

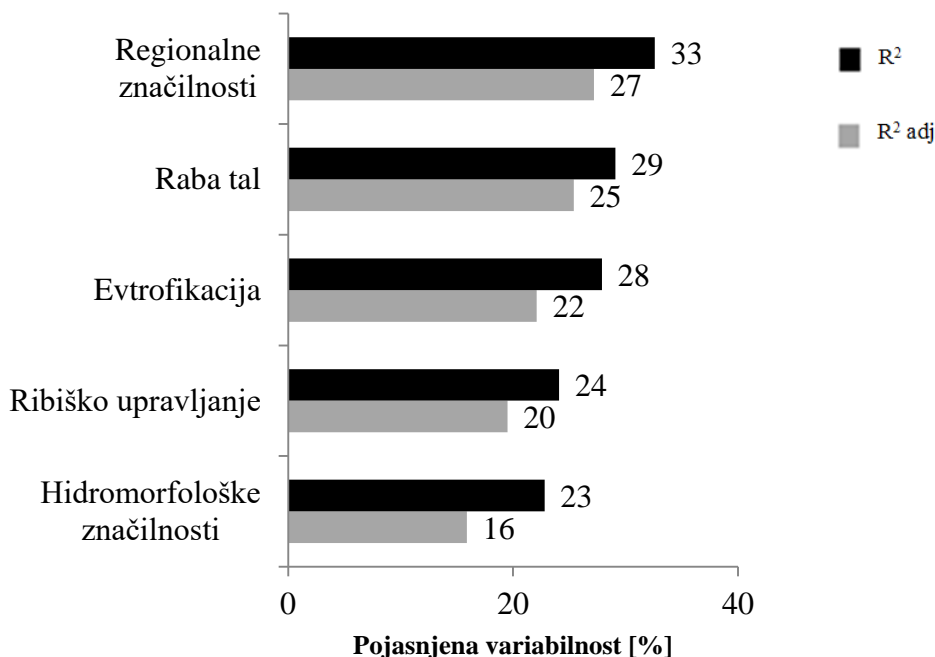
Okoljska spremenljivka	Skupina spremenljivk	$\lambda_1$ (pojasnjena %)	Relativ. $\lambda_1$	p – vrednost
Zaledni pas	Hidromorfološke značilnosti	1,6	0,2	0,026
Ksilal	Hidromorfološke značilnosti	1,5	0,3	0,001
Potopljeni fital	Hidromorfološke značilnosti	1,1	0,3	0,028
Intenzivno kmetijstvo	Raba tal	12,1	1,0	0,001
Njive	Raba tal	12,1	0,2	0,001
Naravne površine	Raba tal	11,8	0,2	0,001
Ekstenzivno kmetijstvo	Raba tal	8,8	0,2	0,001
Urbane površine	Raba tal	8,2	0,7	0,001
Nasadi	Raba tal	5,1	0,1	0,001
Omnivore ribe	Ribiško upravljanje	7,9	1,0	0,001
Masa rib na površino jezera	Ribiško upravljanje	5,5	0,5	0,001
Herbi–planktivore	Ribiško upravljanje	4,2	0,1	0,017
Invertivore ribe	Ribiško upravljanje	3,3	0,2	0,001
Piscivore ribe	Ribiško upravljanje	3,0	0,4	0,001
Število ribjih vrst	Ribiško upravljanje	3,0	0,3	0,001
Invertivore–piscivore ribe	Ribiško upravljanje	0,9	0,5	0,001
Secchijeva globina	Evtrofikacija	12,0	1,0	0,001
Skupni fosfor	Evtrofikacija	10,5	0,2	0,001
Klorofil <i>a</i>	Evtrofikacija	9,7	0,1	0,003
Koncentracija kisika	Evtrofikacija	7,3	0,1	0,001
Amonij	Evtrofikacija	7,1	0,4	0,001
Nitrat	Evtrofikacija	6,2	0,2	0,001
Ortofosfat	Evtrofikacija	5,9	0,1	0,031
Skupni dušik	Evtrofikacija	5,8	0,1	0,003
Nasičenost vode s kisikom	Evtrofikacija	2,9	0,2	0,005

Preglednica 20. Rezultat CCA za celoten set podatkov mest vzorčenja. Analize so bile individualne za skupine regionalne značilnosti, ribiško upravljanje, raba tal, hidromorfološke značilnosti in evtrofikacija (p – vrednost – statistična značilnost za prvo os in p\* – vrednost – statistična značilnost vseh osi)

Table 20. Results of five CCA for the whole set of sampling sites. Analyses were conducted separately with regional characteristics, fish stocking, land use, hydromorphological alteration and eutrophication variables (p – value – significance of first axis and p\* – value – significance for all axis).

Prostorska raven	Skupina spremenljivk	Celotna pojasnjena variabilnost	Lastna vrednost CCA os 1	Lastna vrednost CCA os 2	p – vrednosti	p* – vrednosti
Prispevna površina	Raba tal	2,402	0,31	0,20	0,001	0,001
Prispevna površina/Jezero	Regionalne značilnosti	2,402	0,33	0,21	0,001	0,001
Jezero	Evtrofikacija	2,402	0,29	0,14	0,001	0,001
Jezero	Ribiško upravljanje	2,402	0,28	0,14	0,001	0,001
Mesto vzorčenja	Hidromorfološke značilnosti	2,402	0,24	0,09	0,001	0,001

Iz vsake skupine spremenljivk, sestavljene iz šest do deset spremenljivk, smo po metodi izbiranja izbrali tiste spremenljivke, ki skupaj najbolj pojasnjujejo variabilnost združb BN. Največje število spremenljivk je bilo izbranih iz skupine hidromorfološke značilnosti (10 spremenljivk), sledili sta skupini spremenljivk regionalne značilnosti in evtrofikacija (vsaka po devet spremenljivk), ribiško upravljanje (sedem spremenljivk) in raba tal (šest spremenljivk). S posamezno skupino spremenljivk smo pojasnili primerljive deleže variabilnosti BN (16–27 %) (Slika 16). Vrednosti pojasnjene variabilnosti prikazujejo naslednjo hierarhično strukturo: regionalne značilnosti (27 %) > raba tal (25 %) > evtrofikacija (22 %) > ribiško upravljanje (20 %) > hidromorfološke značilnosti (16 %).



Slika 16. Deleži pojasnjene variabilnosti združb BN s posamezno skupino okoljskih spremenljivk

Figure 16. Percentage of non – adjusted and adjusted explained variance in the littoral benthic invertebrate assemblages by each of the five groups individually.

#### Gradienti regionalnih značilnosti

Vzdolž prve ordinatne osi CCA diagrama regionalnih značilnosti smo prepoznali gradient »morfometrija jezera«, ki pojasni večji del variabilnosti BN (42 %) (Slika 17a). Na desni strani diagrama vzdolž prve osi so mesta vzorčenja nižinskih jezer, ki se ločijo od globokih in visoko ležečih jezer na levi. Vzdolž druge ordinatne osi smo prepoznali gradient »velikost prispevne površine jezera«, ki pojasni 26 % variabilnosti BN. Mesta vzorčenj v jezerih z veliko prispevno površino so locirana v spodnjem delu diagrama in vzorčevalna mesta z majhno prispevno površino v zgornjem delu. Taksoni BN so razporejeni vzdolž celotne prve in druge osi.

#### Gradienti rabe tal

Vzdolž prve in druge osi diagrama rabe tal smo kot najpomembnejši prepoznali gradient »naravne značilnosti prispevne površine« in gradient »urbanizacije« (Slika 17b). Gradient »naravne značilnosti prispevne površine« pojasni 46 % variabilnosti BN. Na desni strani diagrama vzdolž prve osi so mesta vzorčenj z velikim deležem vpliva kmetijske rabe ter na levi tista z veliko naravnih površin. Druga os odraža gradient urbanizacije (29 %). Mesta vzorčenj jezer z velikim deležem urbanih površin se nahajajo v zgornjem delu diagrama,

tista z majhnim na spodnji strani. Največ mest vzorčenj je v osrednjem delu diagrama. Taksoni BN so razporejeni vzdolž celotnih gradientov.

#### Gradienti evtrofikacije

Vzdolž prve osi smo ugotovili gradient »evtrofikacije«, ki pojasni 45 % variabilnosti BN (Slika 17c). Večina spremenljivk hranil je bila močno korelirana s prvo osjo diagrama. Večina mest vzorčenja se nahaja v osrednjem delu diagrama, podobno kot taksoni. Gradient »amonija« je bil prepoznan vzdolž druge osi, ki pojasni 22 % variabilnosti združb BN.

#### Gradienti ribiškega upravljanja

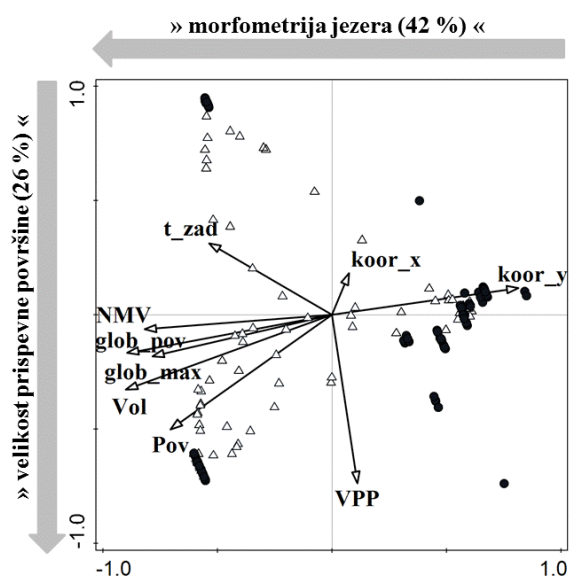
Po pregledu diagrama poribljavanja smo ugotovili en gradient (Slika 17d). Gradient vzdolž prve osi predstavlja »biomaso vložnih rib« in pojasnjuje 49 % variabilnosti BN. Večina jezer in taksonov se nahaja v srednjem delu, kar nakazuje na šibek vpliv gradienta na BN. Mesta vzorčenj na levi strani diagrama predstavljajo mesta, obremenjena z veliko maso vložnih rib.

#### Gradienti hidromorfoloških značilnosti

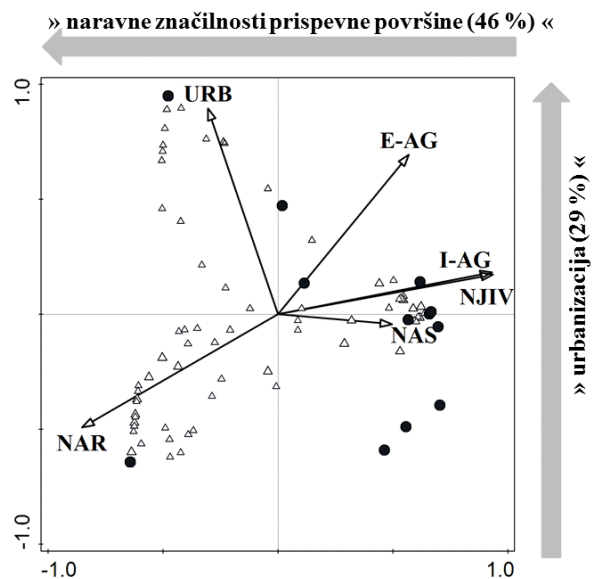
V skupini hidromorfološke značilnosti smo prepoznali gradient »velikost substrata« vzdolž prve osi in gradient »mezolitala« vzdolž druge osi (Slika 17e). Vzdolž prve osi so razporejena mesta vzorčenj jezer, ki se razlikujejo v velikosti substrata ter pojasnijo 44 % variabilnosti BN. Mesta vzorčenj z večjimi delci substrata so na desni strani diagrama, medtem ko so mesta vzorčenj s fitalom na levi, kjer so tudi hidromorfološko degradirana mesta. Z »mezolitalom« vzdolž druge osi smo pojasnili 17 % variabilnosti. Taksoni so vzdolž druge osi porazdeljeni pretežno v osrednjem delu, medtem ko so mesta vzorčenj porazdeljena vzdolž celotnega gradienta.



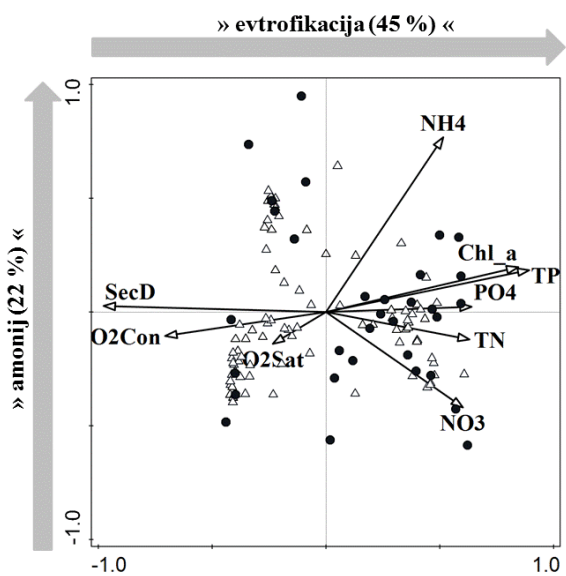
**a) REGIONALNE ZNAČILNOSTI**



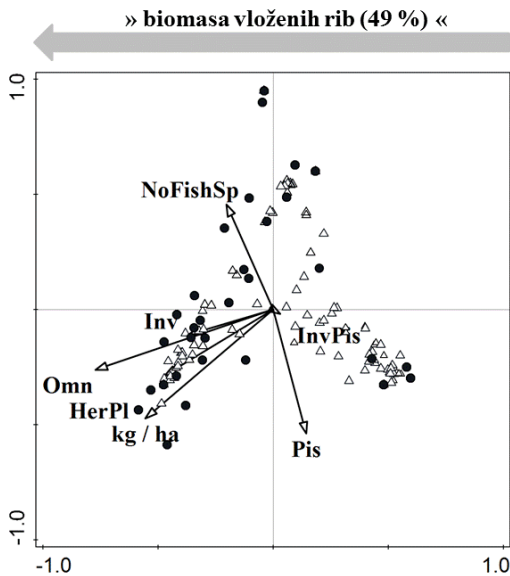
**b) RABA TAL**



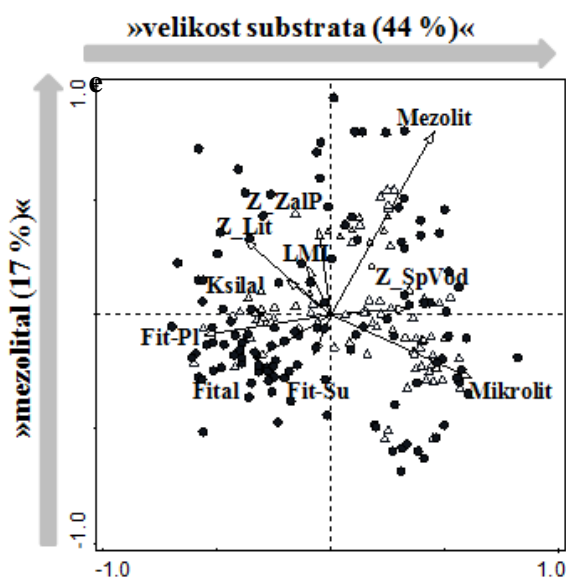
**c) EVTROFIKACIJA**



**d) RIBIŠKO UPRAVLJANJE**



### e) HIDROMORFOLOŠKE ZNAČILNOSTI



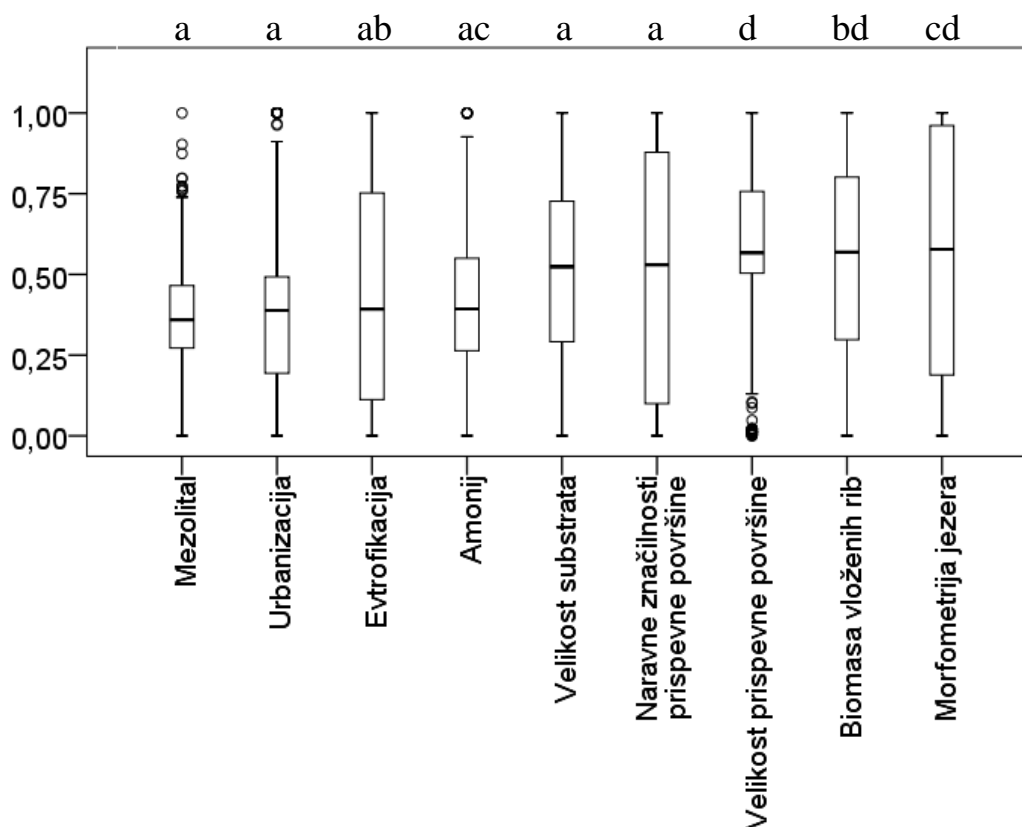
Slika 17. Rezultati CCA analiz združb litoralnih BN vseh 114 mest vzorčenja z ugotovljenimi gradienti vzdolž osi 1 in osi 2 po skupinah spremenljivk: a) regionalne značilnosti, b) raba tal, c) evtrofikacija, d) ribiško upravljanje in e) hidromorfološke značilnosti. Za oznake glej Preglednico 18

Figure 17. Results of CCA ordination (recognized gradients along axes 1 and 2 of littoral benthic invertebrate assemblages from 114 sampling sites, a.) triplot of landscape characteristics and species, b.) triplot of species and land use variables, c.) triplot of species and eutrophication variables, d.) triplot of species and fish stocking variables and e.) triplot of species and hydromorphological variables. For abbreviations see Table 18.

### 7.3.2 Razlikovanje prepoznanih gradientov na podlagi razporeditve bentoških nevretenčarjev

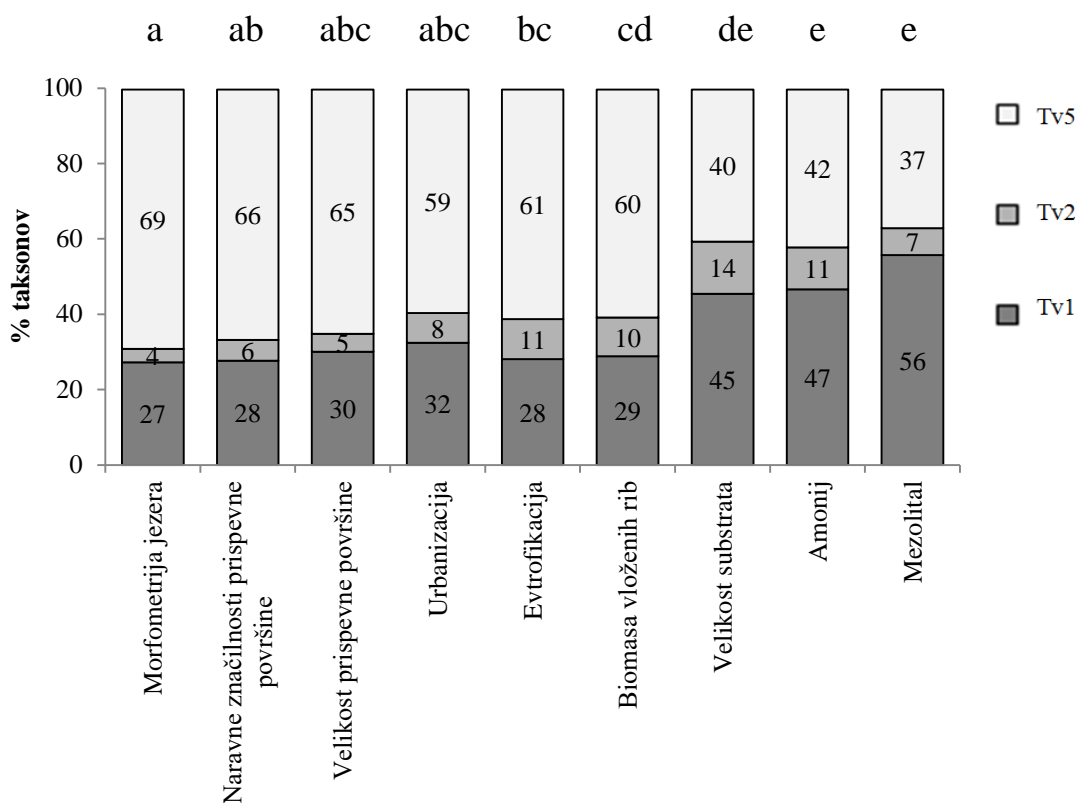
Med skupinami spremenljivk smo ugotovili dva okoljska gradienta, ki predstavljata regionalne značilnosti, in sedem gradientov obremenitev, ki pojasnjujejo variabilnost združb BN. Razporeditev BN vzdolž gradientov se statistično značilno razlikuje (Friedman test,  $\chi^2(8) = 112,986$ ;  $p < 0,0001$ ; Slika 18). Ugotovili smo, da obstajajo statistično značilne razlike v indikatorskih vrednostih taksonov med kombinacijami devetih okoljskih gradientov ( $-1,776 \leq Z \leq -0,831$ ;  $0,024 \leq p < 0,0001$ ). Na podlagi rezultatov smo ugotovili, da so gradienti razdeljeni v štiri skupine (oznake skupin: a, b, c, d) (Priloga B, Slika 18). Gradienti »evtrofikacija«, »amonij«, »biomasa vloženih rib« in »morfometrija jezera« so bili uvrščeni v dve skupini (Slika 18). V prvi skupini je bilo šest gradientov in sicer gradient »mezolitala«, gradient »urbanizacije«, gradient »evtrofikacija«, gradient »velikost substrata«, gradient »amonij« in gradient »delež naravne prispevne površine«. V drugi skupini sta bila gradienta »biomasa vloženih rib« in »evtrofikacija«. V tretji skupini sta bila gradienta »amonij« in »morfometrija jezera«. Gradienti »velikost prispevne površine«, gradient »biomase vloženih rib« in gradient »morfometrija jezera« predstavljajo

četrto skupino. Poleg opaženih razlik v razporeditvi taksonov vzdolž gradientov smo ugotovili statistično značilne razlike v razporeditvi tolerančnih vrednosti taksonov vzdolž gradientov regionalne značilnosti in gradientov obremenitve (Friedman test,  $\chi^2(8) = 294,917$ ;  $p < 0,0001$ ). Ugotovili smo, da se več kot polovica gradientnih parov statistično značilno razlikuje v tolerančnih vrednosti taksonov ( $-2,560 \leq Z \leq -0,829$ ;  $0,024 \leq p < 0,0001$ ). Gradiente smo razdelili v pet skupin (oznake skupin: a, b, c, d, e) (Priloga B, Slika 19). Nizke tolerančne vrednosti taksonov oz. višjo občutljivost taksonov smo ugotovili v prvi skupini, ki so jo predstavljali gradient »morfometrija jezera«, »naravne značilnosti prispevne površine«, »urbanizacija« in »velikost prispevne površine«. V drugi skupini so bili gradient »naravne prispevne površine«, »evtrofikacija«, »urbanizacija« in »velikost prispevne površine«. V tretji skupini so bili gradienti »velikost prispevne površine«, »evtrofikacija«, »biomasa vloženih rib« in »urbanizacija«. V četrti skupini sta bila gradienta »biomasa vloženih rib« in »velikost substrata«. Večje število manj občutljivih taksonov smo ugotovili vzdolž gradientov »velikost substrata«, »mezolital« in »amonij«, ki so sestavljali peto skupino.



Slika 18. Kvantili taksonov vzdolž posameznih gradientov na podlagi normaliziranih vrednosti indikatorskih vrednosti taksonov Friedmanovega testa – črke prikazujejo homogene podskupine. Temna črta v vsakem kvadratu predstavlja mediano, črte predstavljajo minimalne in maksimalne vrednosti (odprti krogi so osamelci)

Figure 18. Box plot showing the distribution of taxa based on normalized species scores along nine different gradients. Analysis is by Friedman test – letters indicate homogenous subgroups. The dark line inside each box represents the median; error bars show the minima and maxima except for outliers (open circles).



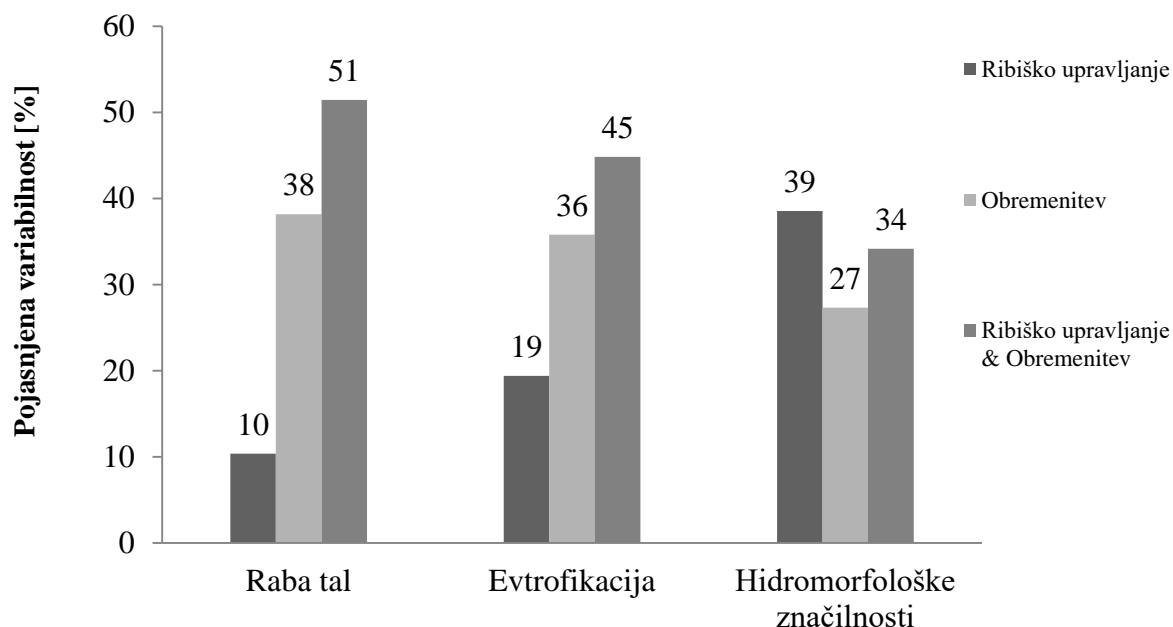
Slika 19. Združbe bentoških nevretenčarjev vzdolž posameznih gradientov na podlagi tolerančnih vrednosti, razporejenih v tri razrede (Tv1, Tv3 in Tv5). Fridmanov test – črke prikazujejo homogene podskupine

Figure 19. Histogram showing the dispersion of taxa based on tolerance values grouped in ranges (Tv1, Tv3 and Tv5) along nine different gradients. Analysis is by Friedman test – letters indicate homogenous subgroups.

#### 7.4 PORAZDELITEV POJASNJENE VARIABILNOSTI ZDRUŽB BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV MED SKUPINO SPREMENLJIVK RIBIŠKO UPRAVLJANJE IN POSAMEZNO SKUPINO SPREMENLJIVK OBREMENITEV

Delež pojasnjene variabilnosti združb BN smo porazdelili med dve skupini spremenljivk: a) ribiško upravljanje in raba tal, b) ribiško upravljanje in evtrofikacija in c) ribiško upravljanje in hidromorfološke značilnosti. Ugotovili smo različne deleže pojasnjene variabilnosti BN s posamezno skupino spremenljivk (disjunktni deleži) in z dvema skupinama spremenljivk hkrati (presečni deleži) (Slika 20). Pri vseh analizah smo vključili sospremenljivko sestavljeni gradient regionalnih značilnosti. Najmanjši disjunktni delež variabilnosti združb BN (27 %), ki smo ga pojasnili z obremenitvijo, je bil s skupino spremenljivk hidromorfološke značilnosti. S skupinama spremenljivk raba tal in evtrofikacija smo pojasnili primerljiv disjunktni delež (38–36 %) variabilnosti združb. Presečna deleža spremenljivk ribiško upravljanje in obremenitve, sta pri skupinah raba tal

in evτροφikacija presešla posamezne disjunktne deleže (51 % in 45 %). Pri porazdelitvi variabilnosti med skupino hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje pa je disjunktne delež ribiško upravljanje (39 %) presejal vrednost presečnega deleža (34 %).

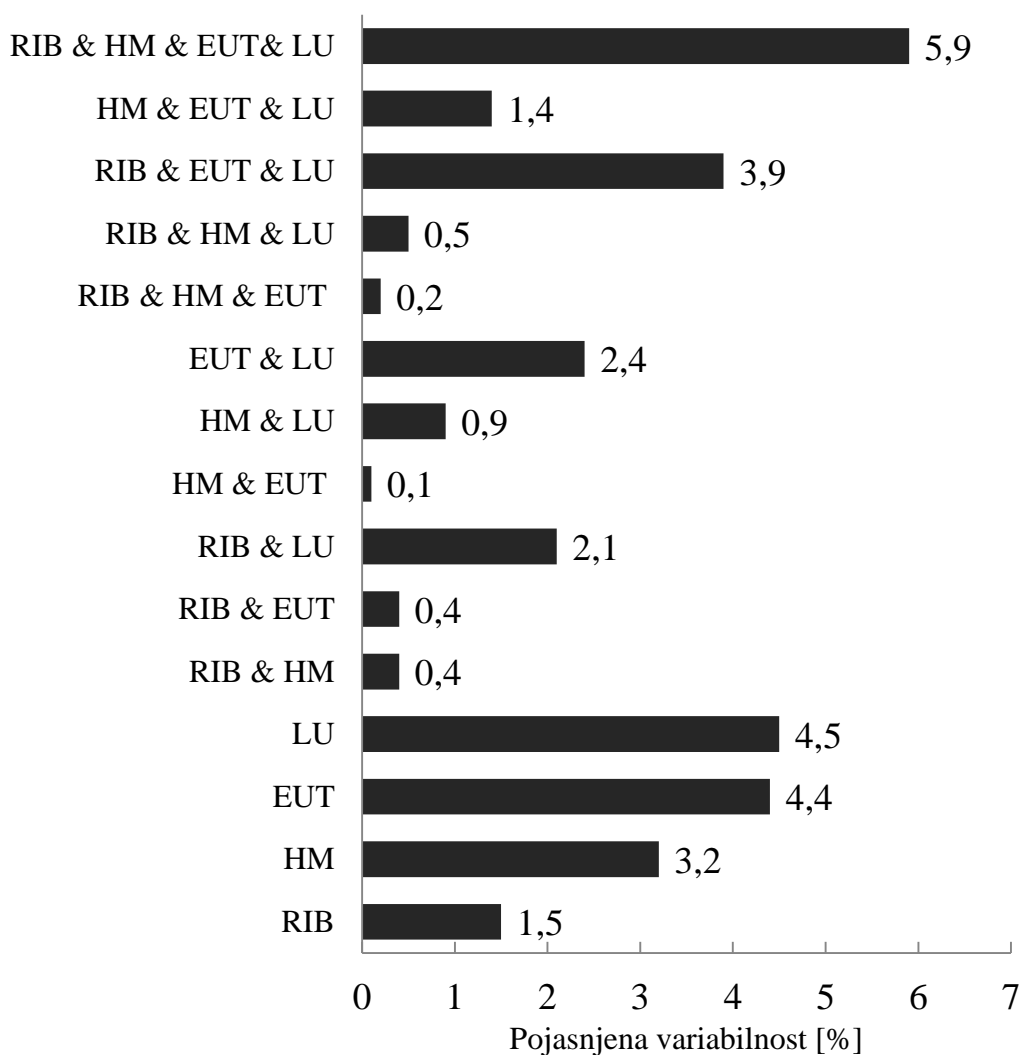


Slika 20. Porazdelitev variabilnosti združb BN med spremenljivke ribiško upravljanje in posameznih skupin obremenitev: raba tal, evτροφikacija in hidromorfološke značilnosti, z upoštevanjem sospremenljivk regionalne značilnosti

Figure 20. Benthic assemblages variability partitioned between fish stocking and stressors: land use, eutrophication or hydromorphological changes, including covariates of regional characteristics.

## 7.5 PORAZDELITEV VARIABILNOSTI ZDRUŽB BENTOŠKIH NEVREtenčARJEV MED SKUPINE SPREMENLJIVK OBREMENITEV

Deleži pojasnjene variabilnosti združb BN v litoralu jezer v Sloveniji so porazdeljeni med štiri skupine spremenljivk obremenitev: raba tal, evτροφikacija, hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje (Slika 21). Vsota vseh deležev pojasnjene variabilnosti BN s posamezno obremenitvijo in kombinacijo skupin obremenitev je 32 %. Največja disjunktne deleža variabilnosti smo pojasnili s skupinama raba tal (4,5 %) in evτροφikacija (4,4 %). Disjunktne delež hidromorfoloških značilnosti (3,2 %) je bil dvakrat tolikšen kot disjunktne delež ribiško upravljanje (1,5 %). Presečni delež pojasnjene variabilnosti, ki smo ga hkrati pojasnili z vsemi skupinami obremenitev (5,9 %) je bil večji od disjunktne deležev pojasnjene variabilnosti in drugih presečnih deležev.



Slika 21. Porazdelitev pojasnjene variabilnosti združb BN med skupine spremenljivk raba tal, evtrofikacija, hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje z upoštevanjem sospremenljivk regionalne značilnosti. Deleži pojasnjene variabilnosti so podani kot disjunktni deleži (raba tal – LU, evtrofikacija – EUT, hidromorfološke značilnosti – HM in ribiško upravljanje – RIB) in presečni deleži dveh, treh ali vseh štirih skupin spremenljivk

Figure 21. Benthic invertebrate assemblages variability partitioned between land use, eutrophication, hydromorphological characteristics and fish stocking variables. Percentages of explained variability are calculated as unique (land use – LU, eutrophication – EUT, hydromorphological changes – HM and fish stocking – RIB) and common contribution of two, three or four variable groups.

## 7.6 POJASNJENA VARIABILNOST ZDRUŽB BENTOŠKIH NEVREtenČARJEV Z GRADIENTI OBREMENITEV

Z gradienti obremenitev smo pojasnili od 4,1 % do 11,4 % variabilnosti združb BN (Preglednica 21). S sestavljenimi gradienti obremenitev smo pojasnili približno enak delež variabilnosti združb BN (11,4 % in 9,9 %) kot z enostavnimi gradienti (intenzivno kmetijstvo = 11,4 %; njivske površine = 11,3 %; Secchijeva globina = 11,3 %; delež naravnih površin = 11,1 %; skupni fosfor = 9,8 %). Največ variabilnosti združb BN smo pojasnili s sestavljenim gradientom evtrofikacija (11,4 %). Med enostavnimi gradienti smo največ variabilnosti združb BN pojasnili z deležem intenzivnega kmetijstva (11,4 %).

Preglednica 21. Skupni delež pojasnjene variabilnosti združb BN s sestavljenimi gradienti in z enostavnimi gradienti

Table 21. Shares of total benthic invertebrate assemblage variability explained by each of the compositional and simple gradients.

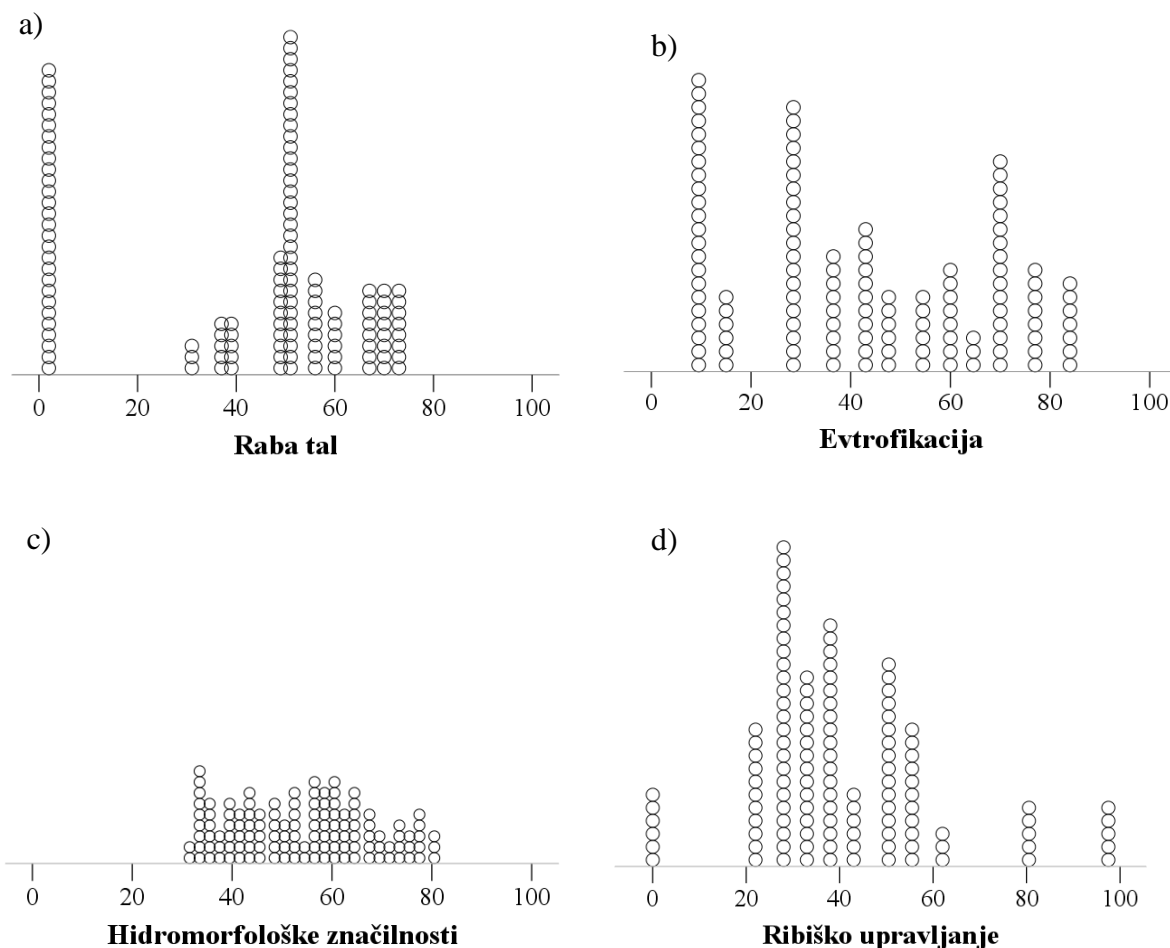
Sestavljeni gradient	Pojasnjena variabilnost (%)
Evtrofikacija	11,4
Raba tal	9,9
Hidromorfološke značilnosti	6,5
Ribiško upravljanje	4,1

Enostavni gradient	Pojasnjena variabilnost (%)
Intenzivno kmetijstvo	11,4
Njive	11,3
Secchijeva globina	11,3
Naravne površine	11,1
Skupni fosfor	9,8
Klorofil <i>a</i>	8,9
Ekstenzivno kmetijstvo	8,0
Urbane površine	7,4
Omnivore ribe	7,1
Koncentracija kisika	6,6
Amonij	6,3
Nitrat	5,5
Ortofosfat	5,1
Skupni dušik	5,0
Masa rib na površino jezera	4,7
Nasadi	4,3
Mikrolital	4,0
Mezolital	3,9
Plavajoči fital	3,5
Herbi- in planktivore ribe	3,4
Invertivore ribe	2,5

se nadaljuje

Nadaljevanje Preglednice 21. Skupni delež pojasnjene variabilnosti združb BN s sestavljenimi gradienti in enostavnimi gradienti

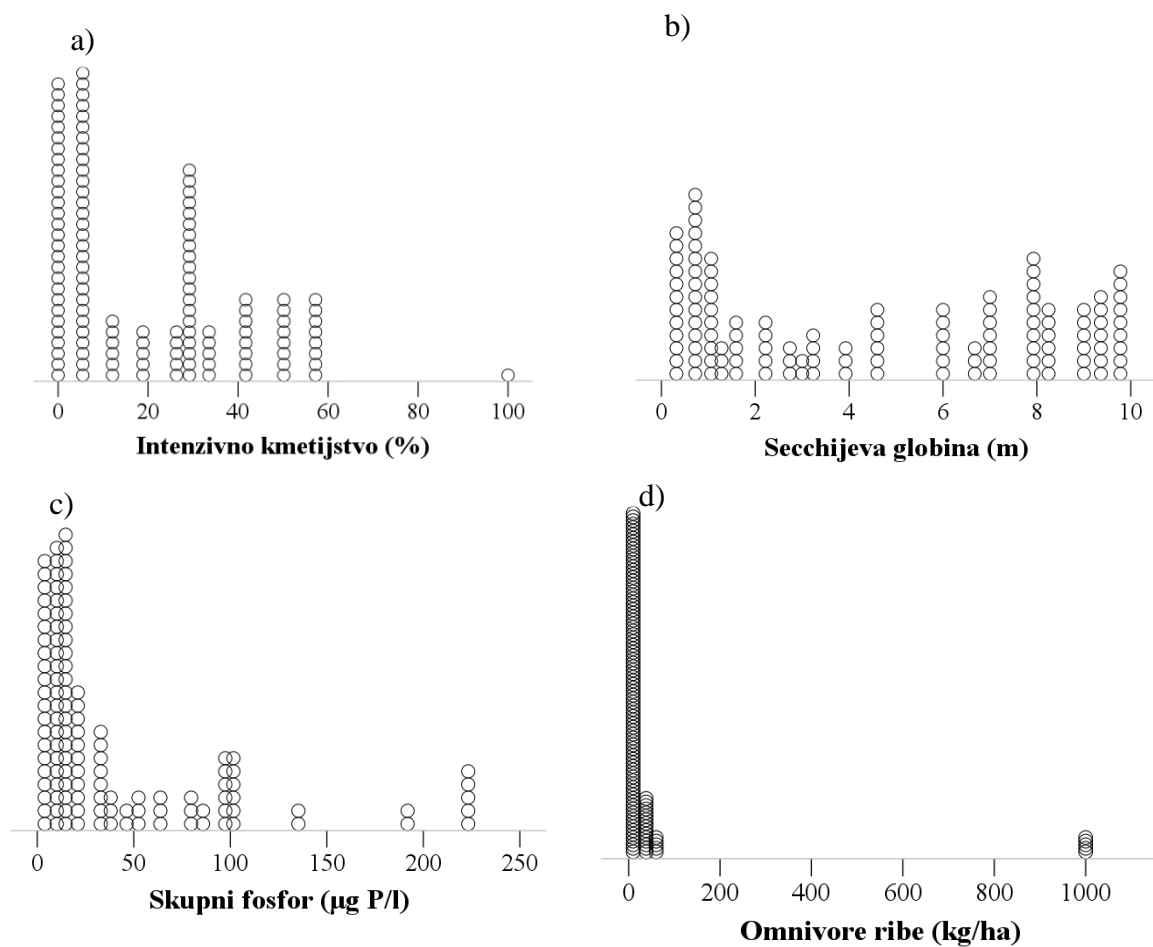
Enostavni gradient	Pojasnjena variabilnost (%)
Piscivore ribe	2,2
Število ribjih vrst	2,2
Obraslo dno	2,1
Nasičenost vode s kisikom	2,1
Fital	1,7
Območje spremenljivega vodostaja	1,6
Zaledni pas	0,8
Modularni indeks spremenjenosti obale jezera	0,8
Ksilal	0,7
Potopljeni fital	0,3
Inverti –piscivore ribe	0,1



Slika 22. Razporejenost vzorcev vzdolž izračunanih sestavljenih gradientov a) raba tal, b) evtrofikacija, c) hidromorfološke značilnosti in d) ribiško upravljanje

Figure 22. Sample units along the compositional gradients a.) land use, b.) eutrophication, c.) hydromorphological alterations and d.) fish stocking.





Slika 23. Razporejenost vzorcev vzdolž enostavnih gradientov a) delež intenzivnega kmetijstva, b) Secchijska globina, c) skupni fosfor, d) biomasa omnivorih rib

Figure 23. Sample units along the simple gradients a.) intensive agriculture, b.) Secchie depth, c.) total phosphorus, d.) biomass of omnivorous fish.

### 7.6.1. Povezave med gradienti obremenitev

Sestavljeni gradient evtrofikacija je bil najmočneje koreliran s sestavljenim gradientom raba tal ( $R_s = 0,73$ ). Srednje močno korelacijo smo ugotovili med sestavljenima gradientoma hidromorfološke značilnosti in evtrofikacija ( $R_s = 0,55$ ).

Preglednica 22. Statistično značilne korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient) med sestavljenimi gradienti obremenitev. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami ( \*\* $p < 0,01$ ; vrednosti  $R_s > 0,50$  so natisnjene krepko)

Table 22. Statistically significant Spearman's correlations coefficient for each combination of the compositional gradients. Statistical significance level is indicated by asterisk (\*\* $p < 0.01$ ;  $R_s$  values  $> 0.50$  are in bold).

	Raba tal	Evtrofikacija	Hidromorfološke značilnosti	Ribiško upravljanje
Raba tal		<b>0,73**</b>	0,47**	0,24**
Evtrofikacija	<b>0,73**</b>		<b>0,55**</b>	0,49**
Hidromorfološke značilnosti	0,47**	<b>0,55**</b>		0,35**
Ribiško upravljanje	0,24**	0,49**	0,35**	

Preglednica 23. Vrednosti sestavljenih in enostavnih gradientov obremenitev v jezerih v Sloveniji. Povp – povprečje, Maks – maksimum, Min – minimum, in vrednosti percentilov (5., 25., 50., 75. in 95 percentil.)

Table 23. Compositional alteration gradient and simple gradient –values in lakes of Slovenia. Povp – average, Maks – maximum, Min – minimum and percentile values (5th, 25th, 50th, 75th and 95 th).

		Min	Max	Povp	5	25	50	75	95
<b>Sestavljeni gradint</b>	<b>Raba tal</b>	2	73	43	2	31	51	57	73
	<b>Evtrofikacija</b>	8	86	43	8	27	42	68	82
	<b>Hidromorfološke značilnosti</b>	31	81	54	34	42	54	64	77
	<b>Ribiško upravljanje</b>	0	99	40	3	29	36	50	81
<b>Enostavni gradient</b>	<b>Intenzivno kmetijstvo (%)</b>	0	57	20	0	5	12	30	57
	<b>Secchijeva globina (m)</b>	0,2	9,8	4,6	0,3	0,9	3,9	8,0	9,6
	<b>Skupni fosfor (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	3,5	224,0	41,7	3,5	9,8	16,3	52,4	191,8
	<b>Omnivore ribe (kg/ha)</b>	0,0	1000	50,78	0,0	0,2	1,7	17,8	62,8
	<b>Biomasa vloženih rib (kg/ha)</b>	0,0	1000	55,96	0,33	3,6	5,7	24,9	87,4

Preglednica 24. Korelacije (Spearmanov korelacijski koeficient) med sestavljenimi in enostavnimi gradienti obremenitev. Stopnja statistične značilnosti je označena z zvezdicami (\*\*p < 0,01; \*p < 0,5; Rs vrednosti > 0,50 so natisnjene krepko); za kode spremenljivk glej Preglednico 18

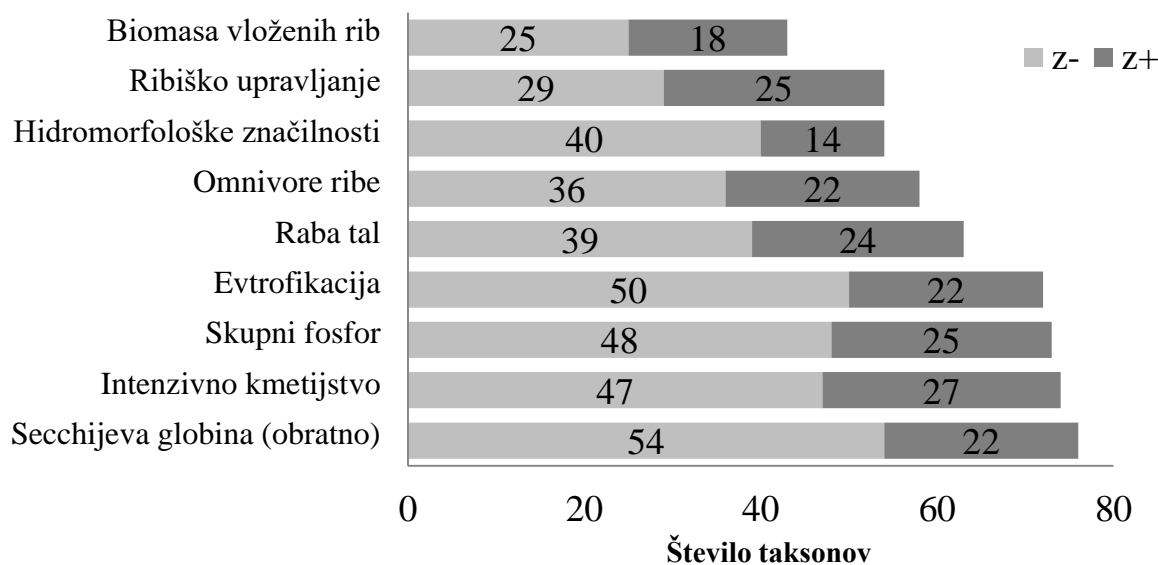
Table 24. Statistically significant Spearman's correlations coefficient for each combination of the compositional gradient and simple gradients. Statistical significance level is indicated by asterisk (\*\*p < 0.01; \*p < 0.05; Rs values > 0.50 are in bold). For variable codes see Table 18.

	Raba tal	Evtrofikacija	Hidromorfološke značilnosti	Ribiško upravljanje
URB	<b>0,55**</b>	- 0,05	0,00	- 0,31**
I-AG	<b>0,78**</b>	<b>0,94**</b>	<b>0,57**</b>	<b>0,57**</b>
E-AG	<b>0,55**</b>	<b>0,67**</b>	0,48**	0,31**
NJIV	<b>0,75**</b>	<b>0,92**</b>	<b>0,57**</b>	<b>0,59**</b>
NAS	<b>0,70**</b>	<b>0,53**</b>	0,33**	0,09
NAR	- <b>0,89**</b>	- <b>0,91**</b>	- <b>0,55**</b>	- 0,45**
Z_Lit	0,23*	0,25**	0,27**	0,15
Z_SpVod	- 0,24**	- 0,31**	- 0,19*	- 0,26**
Z_ZalP	0,12	0,00	0,15	0,05
LMI	0,15	0,10	0,14	- 0,04
Mezolit	- 0,12	- 0,30**	- <b>0,68**</b>	- 0,16
Mikrolit	- 0,37**	- 0,47**	- <b>0,73**</b>	- 0,29**
Fit-Su	0,04	0,00	0,35**	0,10
Fit-Pl	<b>0,51**</b>	<b>0,55**</b>	<b>0,51**</b>	0,31**
Fital	0,30**	0,29**	<b>0,63**</b>	0,25**
Ksilal	0,29**	0,20*	0,45**	0,08
Pis	- 0,47**	- 0,26**	- 0,18*	0,40**
Omn	0,47**	<b>0,64**</b>	0,40**	<b>0,83**</b>
InvPis	- 0,25**	- <b>0,58**</b>	- 0,27**	- 0,03
Inv	0,37**	- 0,02	0,05	0,19*
HerPl	0,15	0,40**	0,32**	<b>0,67**</b>
kg/ha	0,03	<b>0,41**</b>	0,22**	<b>0,89**</b>
NoFishSp	0,29**	0,05	0,19*	0,37**
SecD	- <b>0,73**</b>	- <b>0,96**</b>	- <b>0,50**</b>	- 0,47**
O2Con	- 0,39**	- <b>0,77**</b>	- 0,46**	- 0,46**
O2Sat	0,14	- 0,15	- 0,15	- 0,13
TP	<b>0,75**</b>	<b>0,89**</b>	<b>0,56**</b>	<b>0,53**</b>
PO4	<b>0,69**</b>	<b>0,67**</b>	0,42**	0,46**
NO3	0,36**	<b>0,53**</b>	0,34**	0,30**
NH4	<b>0,61**</b>	<b>0,59**</b>	0,39**	0,19*
TN	<b>0,68**</b>	<b>0,71**</b>	<b>0,52**</b>	0,37**
Chl_a	<b>0,79**</b>	<b>0,88**</b>	0,46**	0,42**

Sestavljeni gradient raba tal je bil statistično značilno najmočneje pozitivno koreliran s klorofilom *a*, intenzivnim kmetijstvom, deležem njivskih površin, deležem nasadov in skupnim fosforjem (Rs > 0,7) (Preglednica 24). Močne pozitivne korelacije (Rs > 0,7) smo

ugotovili med sestavljenim gradientom eutrofikacija in deležem intenzivnega kmetijstva, deležem njivskih površin, skupin fosforjem, skupnim dušikom in klorofilom *a*. Ugotovili smo tudi dve negativni močni korelaciji ( $R_s > -0,7$ ) med sestavljenim gradientom eutrofikacija in deležem naravnih površin, Secchijevo globino in koncentracijo v vodi raztopljenega kisika. S sestavljenim gradientom hidromorfološke značilnosti in gradientom ribiško upravljanje smo ugotovili le eno močno korelacijo. Sestavljeni gradient substrat in enostavni gradienti eutrofikacija in ribiško upravljanje so bili v večini primerov le šibko korelirani ( $R_s < 0,5$ ). Sestavljeni gradient raba tal je bil šibko koreliran z enostavnima gradientoma ribiško upravljanje in substrati.

### 7.6.2 Povezave med indikatorskimi vrednostmi taksonov bentoških nevretenčarjev



Slika 24. Število indikatorskih taksonov BN z negativnim (z-) in s pozitivnim (z+) trendom odziva na gradiente obremenitev

Figure 24. Number of benthic invertebrate negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa for the stressor gradients.

Ugotovili smo, da je 153 (49 %) vseh taksonov indikatorskih taksonov za Secchijevo globino. Podoben delež indikatorskih taksonov smo ugotovili za gradiente intenzivno kmetijstvo (48 %), skupni fosfor (48 %) in eutrofikacijo (47 %). Vzdolž vseh gradientov obremenitev prevladujejo taksoni z negativnim trendom odziva.

## 7.7 DOLOČITEV EKOLOŠKIH PRAGOV NA PODLAGI ODZIVOV ZDRUŽB BENTOŠKIH NEVRETENČARJEV

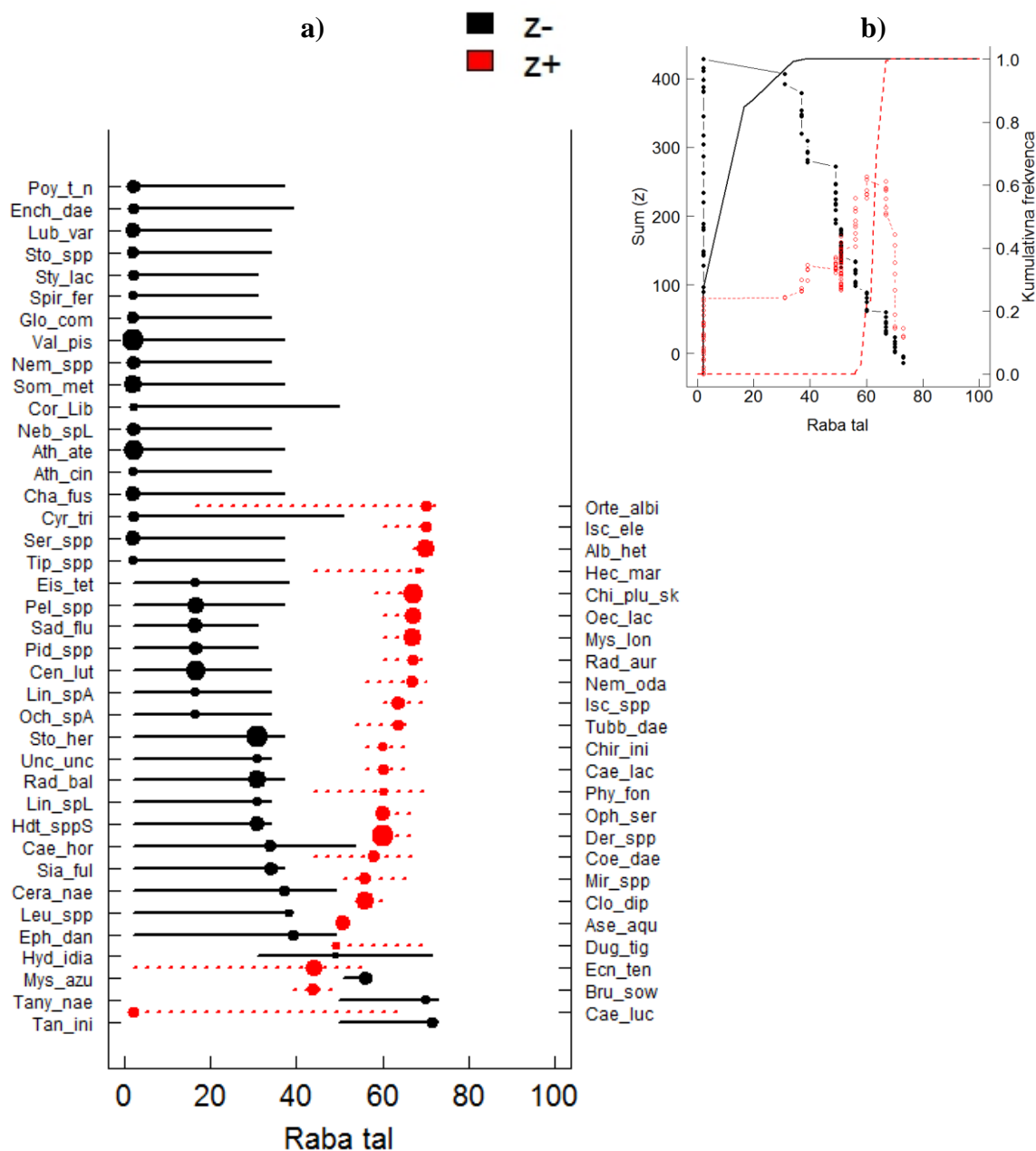
### 7.7.1 Ekološki prag za sestavljeni gradient raba tal

Določili smo 63 indikatorskih taksonov BN za sestavljeni gradient raba tal. Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri vrednosti 71, ostalih 95 % indikatorjev pa pri vrednostih 70 ali manj (Slika 25). Pri 5 % najobčutljivejših indikatorjev za sestavljeni gradient raba tal smo točke preloma ugotovili pri vrednostih 2 ali manj (Slika 25). Največ indikatorjem z negativnim trendom odziva se je številčnost zmanjšala pri vrednosti 31 sestavljenega gradienta raba tal. Ekološki prag za sestavljeni gradient raba tal smo z metodo TITAN določili pri vrednostih 16 oz. 60 (Preglednica 25). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga za sestavljeni gradient raba tal so bile med 2 in 67 (Preglednica 25).

Preglednica 25. Vrednosti ekološkega praga (cp) za sestavljeni gradient raba tal, določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z–)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja

Table 25. Ecological threshold values (cp) for land use compositional gradient, estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z–) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z+) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z–)	16	2	2	16	31	31
sum (z+)	60	60	60	63	67	67



Slika 25. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za sestavljeni gradient obremenitve raba tal. **a)** Točke preloma za indikatorske taksonove z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksonove z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 25. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for land use compositional gradient. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive responding (z+) indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change points.

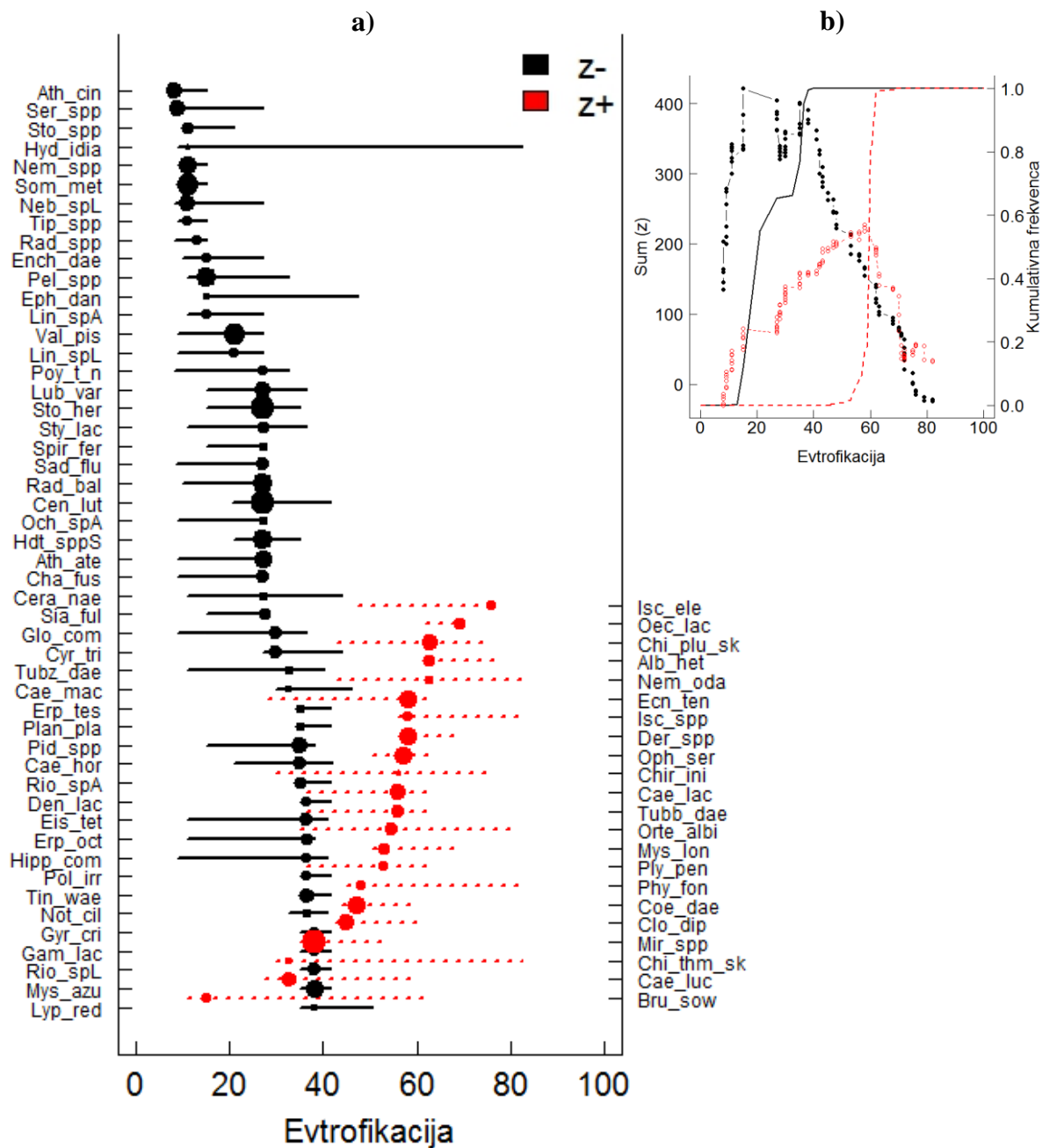
### 7.7.2 Ekološki prag za sestavljeni gradient evtrofikacija

Določili smo 72 indikatorskih taksonov BN za sestavljeni gradient evtrofikacija. Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri vrednosti 76, ostalih 95 % indikatorjev pa pri vrednostih 62 ali manj (Preglednica 26). Pri 5 % najboljčutljivejših indikatorjev za sestavljeni gradient evtrofikacija smo točke preloma ugotovili pri vrednostih 11 ali manj (Slika 26). Največ indikatorjem z negativnim trendom odziva se je številčnost zmanjšala pri vrednosti 27 sestavljenega gradienta evtrofikacija. Ekološki prag za sestavljeni gradient evtrofikacija smo z metodo TITAN določili pri vrednostih 21 oz. 60 (Preglednica 26). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga za sestavljeni gradient evtrofikacija so bile med 15 in 62 (Preglednica 26).

Preglednica 26. Vrednosti ekološkega praga (cp) za sestavljeni gradient evtrofikacija, določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z–)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja

Table 26. Ecological threshold values (cp) for eutrophication compositional gradient, estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z–) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z+) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z–)	21	15	15	21	36	36
sum (z+)	60	54	58	60	62	62



Slika 26. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za sestavljeni gradient evtrofikacija. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 26. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for eutrophication compositional gradient. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive responding (z+) indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change points.



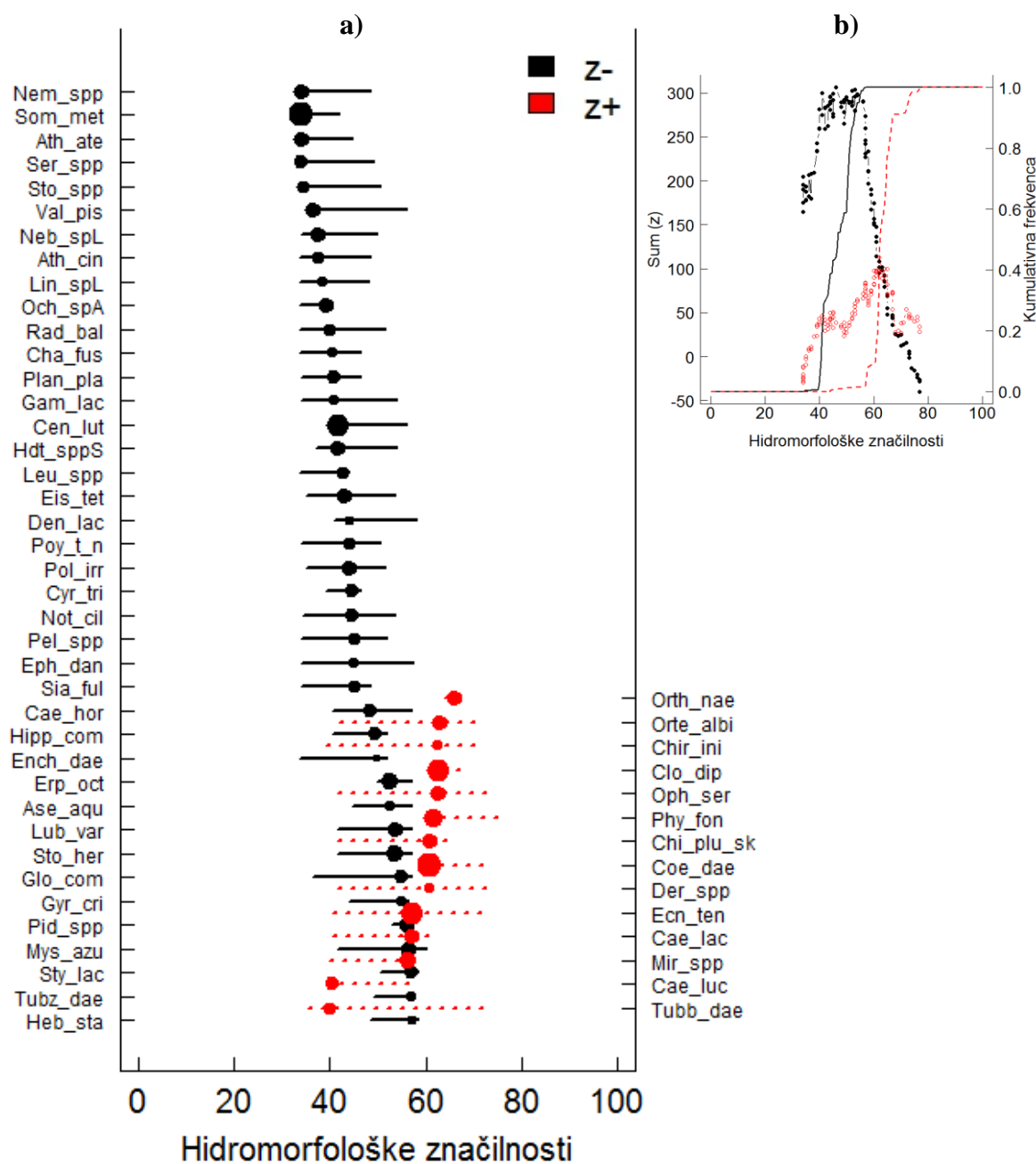
### 7.7.3 Ekološki prag za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti

Določili smo 54 indikatorskih taksonov BN za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti. Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri vrednosti 62, ostalih 95 % indikatorjev pa pri vrednostih 63 ali manj (Slika 27). Pri 5 % najobčutljivejših indikatorjev za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti smo točke preloma ugotovili pri vrednostih 34 (Slika 27). Največ indikatorjem z negativnim trendom odziva se je številčnost zmanjšala pri vrednosti 50 sestavljenega gradienta hidromorfološke značilnosti. Ekološki prag za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti smo z metodo TITAN določili pri vrednostih 47 oz. 62 (Preglednica 27). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti so bile med 40 in 73 (Preglednica 27).

Preglednica 27. Vrednosti ekološkega praga (cp) za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti, določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z–)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja

Table 27. Ecological threshold values (cp) for hydromorphological alteration compositional gradient, estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z–) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z+) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z–)	47	40	41	47	53	54
sum (z+)	62	57	61	62	67	73



Slika 27. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za sestavljeni gradient hidromorfološke značilnosti. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 27. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for hydromorphological alteration compositional gradient. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive responding (z+) indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change points.

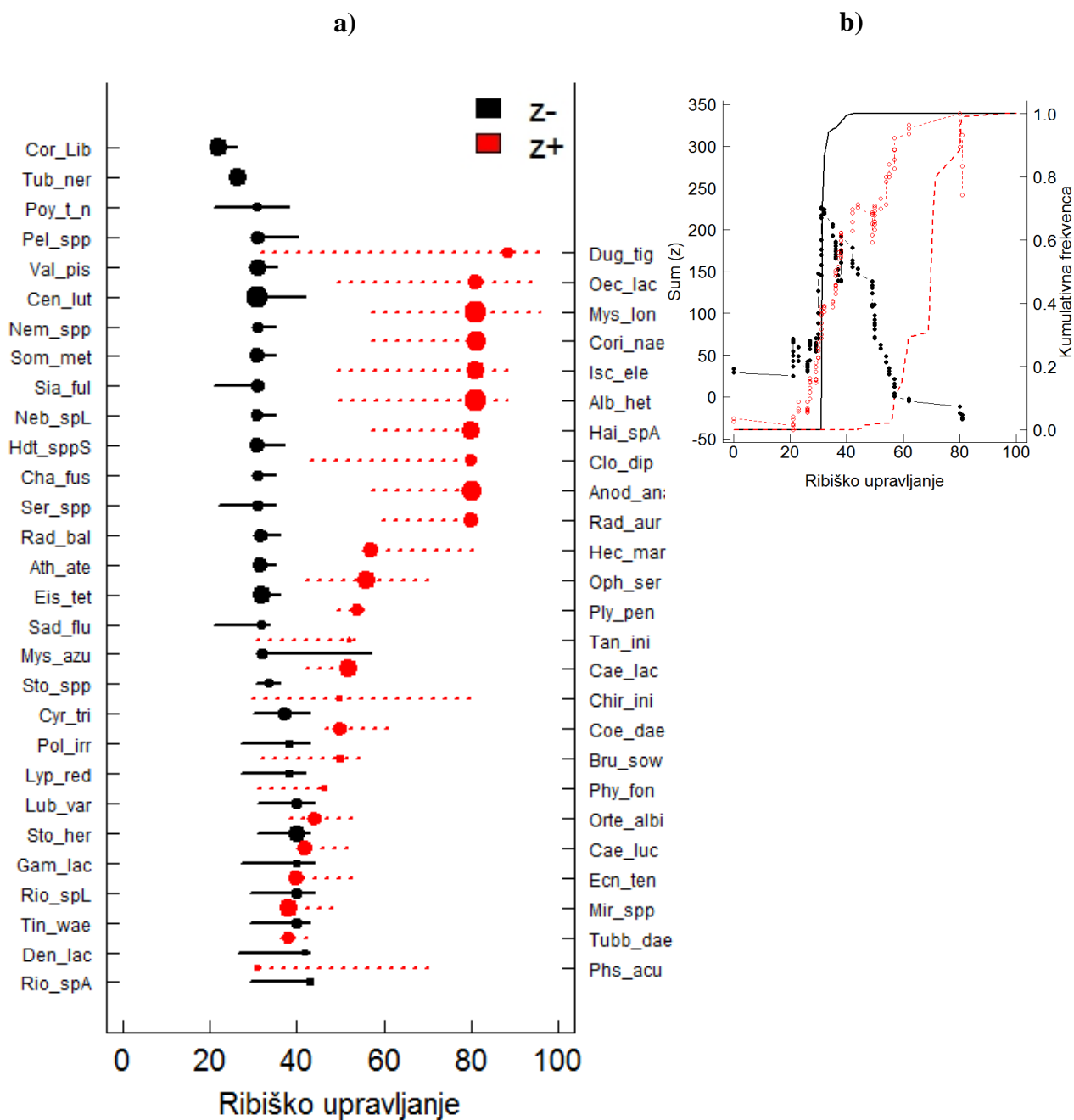
#### 7.7.4 Ekološki prag za sestavljeni gradient ribiško upravljanje

Določili smo 54 indikatorskih taksonov BN za sestavljeni gradient ribiško upravljanje. Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri vrednosti 88, ostalih 95 % indikatorjev pa pri vrednostih 81 ali manj (Slika 28). Pri 5 % najobčutljivejših indikatorjev za sestavljeni gradient ribiško upravljanje smo točke preloma ugotovili pri vrednostih 31 ali manj (Slika 28). Ekološki prag za sestavljeni gradient ribiško upravljanje smo z metodo TITAN določili pri vrednostih 31 oz. 80 (Preglednica 28). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga za sestavljeni gradient ribiško upravljanje so bile med 31 in 80 (Preglednica 28).

Preglednica 28. Vrednosti ekološkega praga (cp) za sestavljeni gradient ribiško upravljanje, določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z–)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja

Table 28. Ecological treshold values (cp) for assessment of fish stocking compositional gradient, estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z–) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z+) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z–)	31	31	31	31	33	35
sum (z+)	80	57	57	71	80	80



Slika 28. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za sestavljeni gradient obremenitve ribiško upravljanje. **a)** Točke preloma za indikatorske taksonove z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksonove z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 28. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for fish stocking compositional gradient. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive responding (z+) indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change points.

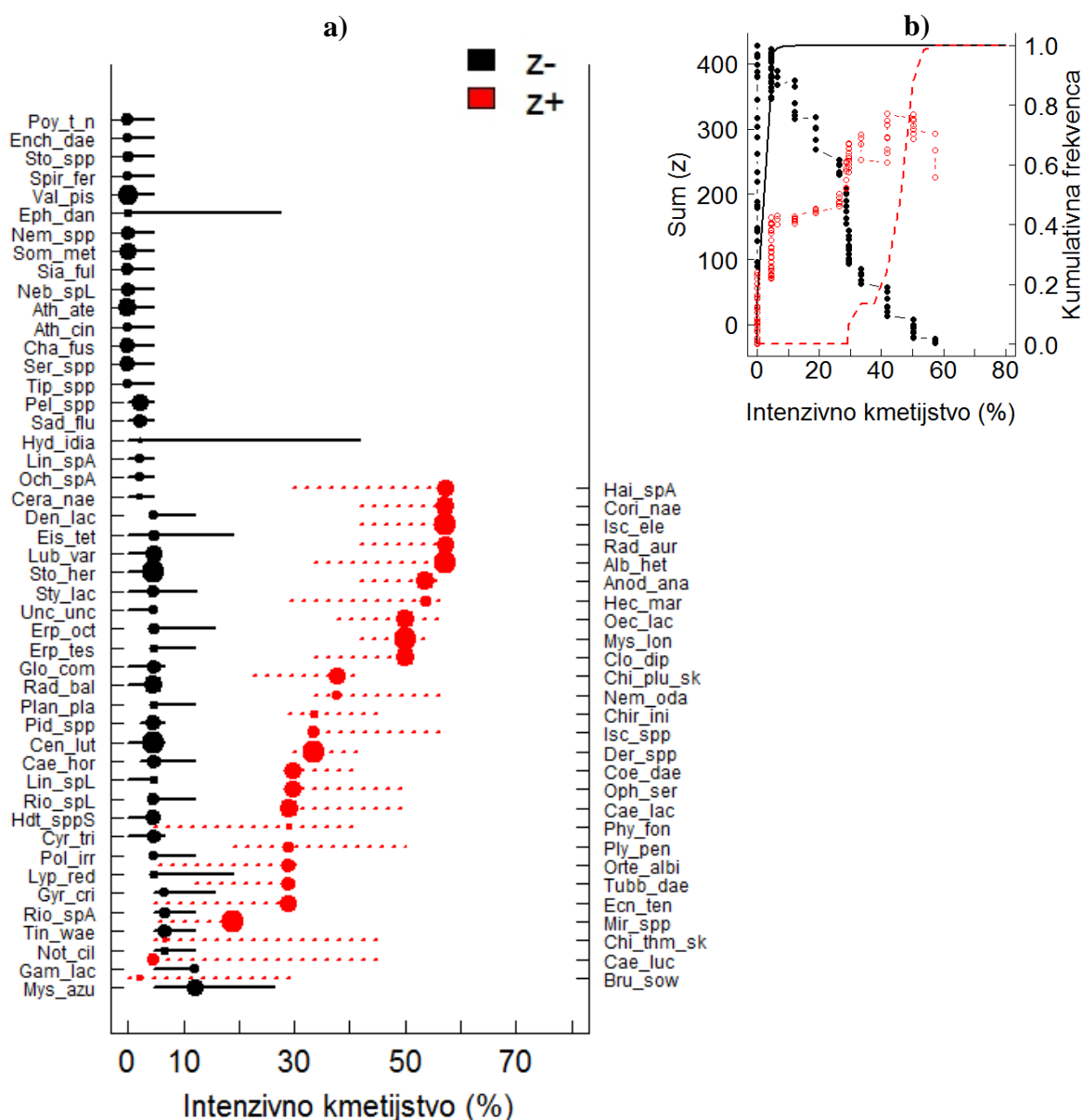
### 7.7.5 Ekološki prag za delež intenzivne kmetijske rabe tal v prispevnem območju

Določili smo 74 indikatorskih taksonov BN za delež intenzivne kmetijske rabe tal v prispevnem območju (Slika 29). Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri 57 % intenzivne kmetijske rabe tal v prispevnem območju, ostalih 95 % indikatorjev pa pri 53 % ali manj intenzivne kmetijske rabe tal v prispevnem območju (Slika 29). Pri 5 % najobčutljivejših indikatorjev smo točke preloma ugotovili pri 2 % ali manj intenzivnega kmetijstva v prispevnem območju (Slika 29). Ekološki prag za intenzivno kmetijsko rabo tal smo z metodo TITAN določili pri vrednostih 2 in 46 (Preglednica 29). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga so bile med 2 % in 53 % intenzivnega kmetijstva v prispevnem območju (Preglednica 29).

Preglednica 29. Vrednosti ekološkega praga (cp) za delež (%) intenzivnega kmetijstva v prispevnem območju jezer (%), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z–)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter s pripadajoči intervali zaupanja

Table 29. Ecological threshold values (cp) for assessment of intensive agriculture in catchment (%) gradient, estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z–) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z+) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z–)	2	0	0	2	5	5
sum (z+)	46	29	31	50	53	53



Slika 29. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za delež (%) intenzivne kmetijske rabe tal v prispevnem območju jezer. **a)** Točke preloma za indikatorske taksonove z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksonove z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 29. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for intensive agricultural land use in the catchment (%) of lakes. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change points.

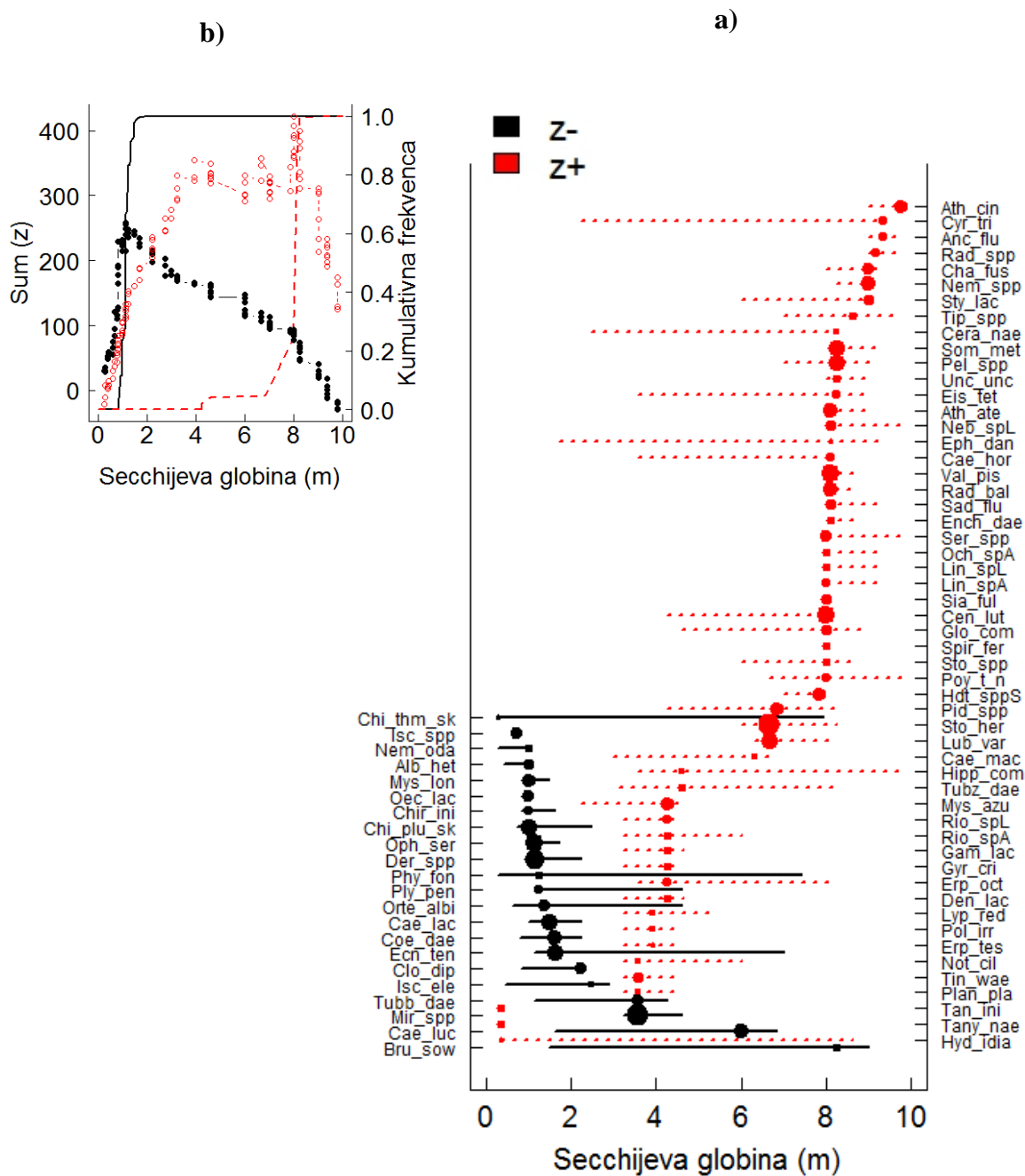
### 7.7.6 Ekološki prag za Secchijevo globino

Določili smo 76 indikatorskih taksonov BN za Secchijevo globino. V primeru Secchijeve globine je smer gradienta obremenitve nasproten predhodnim gradientom obremenitve. Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri vrednosti 0,3 m, ostalih 95 % indikatorjev pa pri vrednostih 0,4 m ali več (Slika 30). Pri 5 % najbolj občutljivejših indikatorjev za Secchijevo globino smo točke preloma ugotovili pri vrednostih 9,4 m in več (Slika 30). Ekološki prag za Secchijevo globino smo z metodo TITAN določili pri vrednostih 1,1 m in 8,1 m (Preglednica 30). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga za Secchijevo globino so bile med 0,9 m in 8,2 m (Preglednica 30).

Preglednica 30. Vrednosti ekološkega praga (cp) za gradient Secchijeve globine (m), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z<sup>-</sup>)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z<sup>+</sup>)) ter pripadajoči intervali zaupanja

Table 30. Ecological threshold values (cp) for assessment of Secchie depth gradient (m), estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z<sup>-</sup>) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z<sup>+</sup>) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z <sup>-</sup> )	1,1	0,9	0,9	1,1	1,3	1,4
sum (z <sup>+</sup> )	8,1	8	8	8,1	8,2	8,2



Slika 30. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za gradient Secchijeva globina (m) v jezerih. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 30. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for Secchie depth (m) of Slovenian lakes. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive responding (z+) indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change points



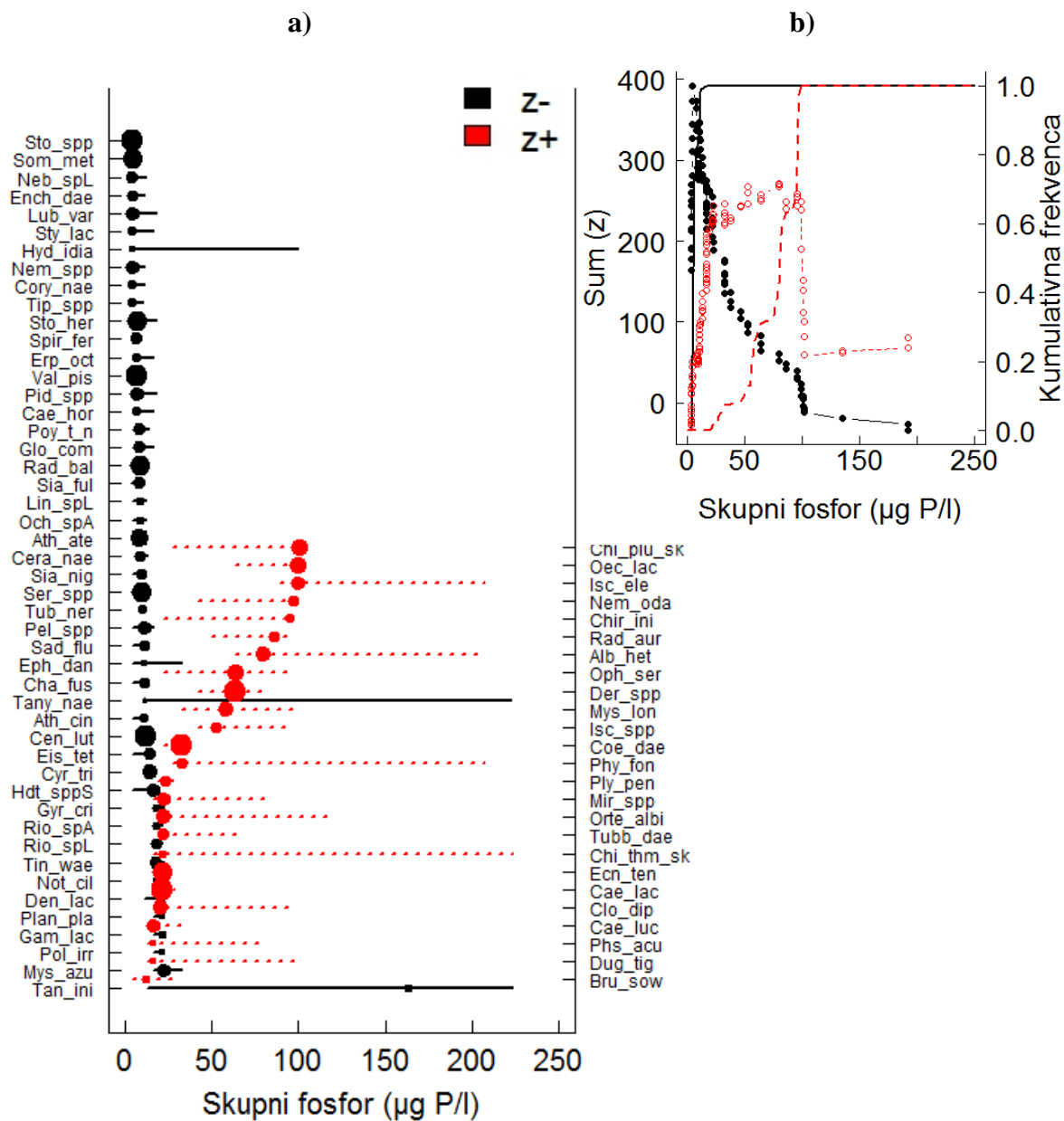
### 7.7.7 Ekološki prag za skupni fosfor

Določili smo 73 indikatorskih taksonov BN za skupni fosfor. Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri koncentraciji skupnega fosforja 163  $\mu\text{g P/l}$ , ostalih 95 % indikatorjev pa pri 100  $\mu\text{g P/l}$  ali manj (Slika 31). Pri 5 % najobčutljivejših indikatorjev za skupni fosfor smo točke preloma ugotovili pri koncentraciji 3,6  $\mu\text{g P/l}$  (Slika 31). Ekološki prag za skupni fosfor smo z metodo TITAN določili pri koncentracijah 6,3  $\mu\text{g P/l}$  oz. 82,7  $\mu\text{g P/l}$  (Preglednica 31). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga za skupni fosfor so bile med 4,2 in 97,4  $\mu\text{g P/l}$  (Preglednica 31).

Preglednica 31. Vrednosti ekološkega praga (cp) za skupni fosfor ( $\mu\text{g P/l}$ ), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z–)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja

Table 31. Ecological treshold values (cp) for assessment of total phosphorus ( $\mu\text{g P/l}$ ), estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z–) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z+) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z–)	6,3	4,2	4,2	6,3	11,3	11,3
sum (z+)	82,7	32,8	52,4	82,7	97,4	97,4



Slika 31. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za skupni fosfor ( $\mu\text{g P/l}$ ) v jezerih. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 31. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for total phosphorus ( $\mu\text{g P/l}$ ) of Slovenian lakes. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive responding (z+) indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change points

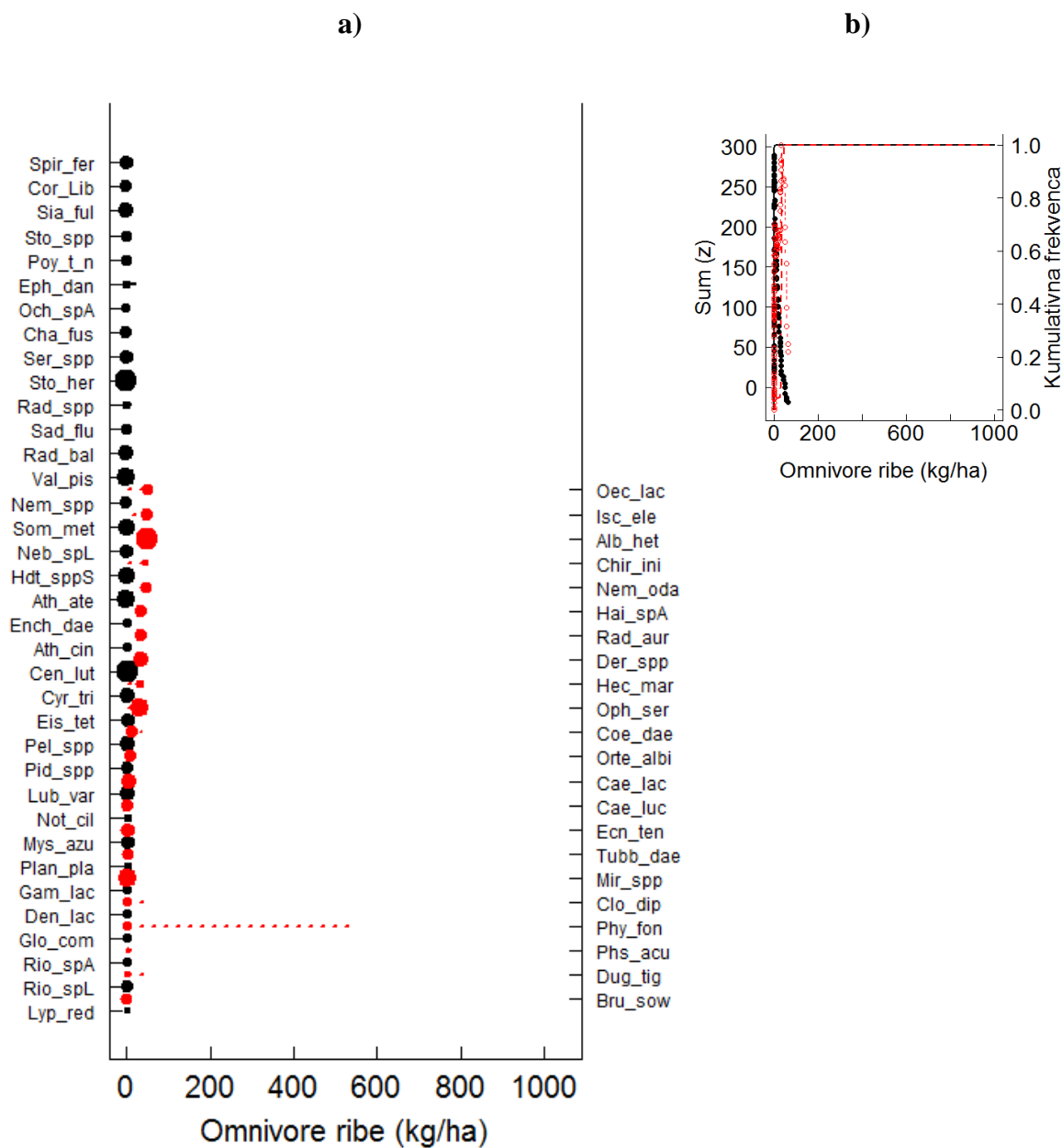
### 7.7.8 Ekološki prag za biomaso vloženih omnivorih rib

Določili smo 58 indikatorskih taksonov BN za biomaso omnivorih ribe. Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri vrednosti 52,1 kg/ha, ostalih 95 % indikatorjev pa pri vrednostih 44,7 kg/ha in več (Slika 32). Pri 5 % najobčutljivejših indikatorjev za maso omnivorih rib smo točke preloma ugotovili pri vrednostih 0,1 kg/ha ali manj (Slika 32). Ekološki prag za maso omnivore ribe smo z metodo TITAN določili pri vrednostih 1,5 oz. 36,6 kg/ha (Preglednica 32). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga za biomaso vloženih omnivorih rib so bile med 0,3 in 44,7 kg/ha (Preglednica 32).

Preglednica 32. Vrednosti ekološkega praga (cp) za gradient biomasa vloženih omnivorih rib (kg/ha), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z–)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja

Table 32. Ecological treshold values (cp) for assessment of biomass of omnivorous fish (kg/ha), estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z–) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z+) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z–)	1,4	0,3	0,4	1,3	1,6	1,7
sum (z+)	36,6	29,1	30,4	36,5	41,4	44,7



Slika 32. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za biomaso omnivorih rib (kg/ha) v jezerih. **a)** Točke preloma za indikatorske taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksone z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 32. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for omnivorous fish (kg/ha) in the catchment (%) of Slovenian lakes. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive responding (z+) indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change points

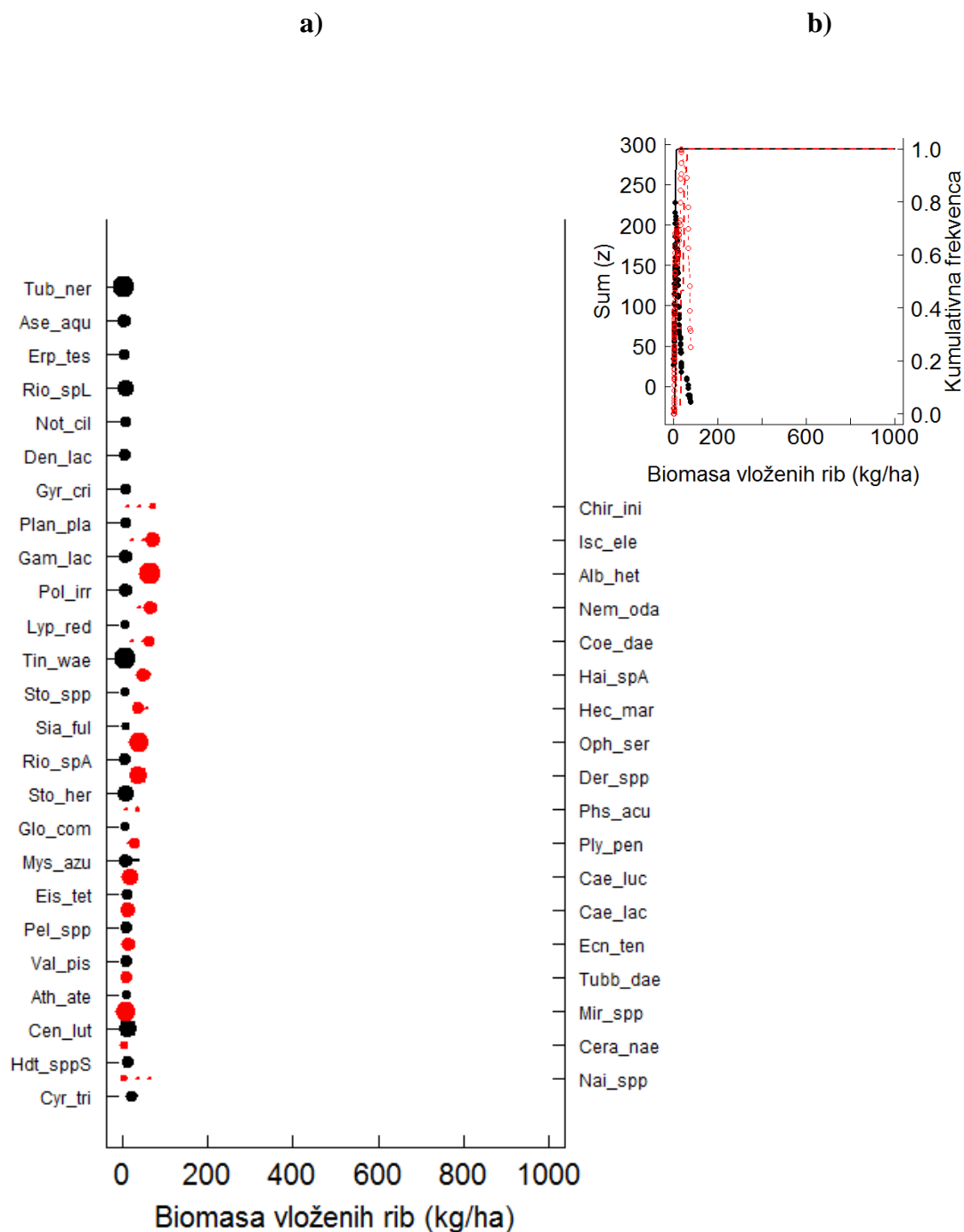
### 7.7.9 Ekološki prag za biomaso vloženih rib

Določili smo 43 indikatorskih taksonov BN za biomaso vloženih rib. Najmanj občutljiv indikator je imel točko preloma (cp) pri vrednosti 69,7kg/ha, ostalih 95 % indikatorjev pa pri vrednostih 65,4kg/ha in več (Slika 33). Pri 5 % najobčutljivejših indikatorjev za biomaso vloženih rib smo točke preloma ugotovili pri vrednostih 3,1 kg/ha in manj (Slika 33). Ekološki prag za biomaso vloženih rib smo z metodo TITAN določili pri vrednostih 9,6 in 35,8 kg/ha (Preglednica 33). Meje 95–odstotnih intervalov zaupanja za vrednosti ekološkega praga za biomaso vloženih rib so bile med 6,6 in 63,3kg/ha (Preglednica 33).

Preglednica 33. Vrednosti ekološkega praga (cp) za biomaso vloženih rib (kg/ha), določene na podlagi združb BN. Ocene cp na podlagi skupine indikatorskih taksonov z negativnim trendom odziva (TITAN sum (z–)) in skupine indikatorskih taksonov s pozitivnim trendom odziva (TITAN sum (z+)) ter pripadajoči intervali zaupanja

Table 33. Ecological treshold values (cp) for assessment of fish stocking (kg/ha), estimated from benthic invertebrate assemblage change points: TITAN sum (z–) – group of negative responding taxa and TITAN sum (z+) – group of positive responding taxa.

	cp	5	10	50	90	95
sum (z–)	9,6	6,6	9,3	9,6	12,6	13,0
sum (z+)	35,8	34,3	35,7	48,5	61,2	63,3



Slika 33. Indikatorske vrednosti (točke preloma, cp) taksonov BN za biomaso vloženi rib (kg/ha) v jezerih. **a)** Točke preloma za indikatorske taksoni z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva **b)** Kumulativna frekvenca točk preloma za taksoni z negativnim (z-) oz. s pozitivnim (z+) trendom odziva

Figure 33. Benthic invertebrate taxa indicator values (change points, cp) for biomass of stocked fish (kg/ha) of Slovenian lakes. **a.)** Change points of the negative (z-) and positive responding (z+) indicator taxa. **b.)** Cumulative frequency of the negative (z-) and positive (z+) responding indicator taxa change point

## 8 RAZPRAVA

### 8.1 POVEZAVE MED IZBRANIMI OKOLJSKIMI SPREMENLJIVKAMI

Nezmožnost razlikovanja vplivov posamezne obremenitve na združbe vodnih organizmov pri delovanju multiplih obremenitev, razumevanje časovnega zamika med obremenitvami in biotskim odzivom ter razlikovanje med vplivi naravnih in antropogenih dejavnikov predstavljajo bistvene ovire za učinkovito upravljanje vodnih ekosistemov. Naravni in antropogeni dejavniki so pogosto tesno povezani. Za oceno vplivov obremenitev je nujno potrebna izločitev vplivov naravnih dejavnikov. Tako kot nekateri drugi raziskovalci (npr. Moss, 2003; Miettinen in sod., 2005; Poikane in sod., 2010) smo tudi mi ugotovili statistično značilno močno povezanost med spremenljivkami regionalnih značilnosti in spremenljivkami nekaterih obremenitev. V naši raziskavi so bile spremenljivke kmetijske rabe tal v močni korelaciji s spremenljivkami: nadmorska višina, zemljepisna dolžina, globina jezera, volumen jezera in velikost površine jezera. Primernost zemljišča za določeno rabo (kmetijstvo, urbanizacija) je odvisna predvsem od nadmorske višine in zemljepisne dolžine ter tipa tal (Petek, 2004). Ugotovili smo, da je skupina spremenljivk rabe tal močno povezana s spremenljivkami regionalne značilnosti in spremenljivkami evtrofikacije. Kmetijska raba tal v prispevnem območju vpliva na količino hranil v jezeru (Müller in sod., 1998; Morrice in sod., 2008). Domnevamo, da je ugotovljena močna povezanost rabe tal, evtrofikacije in regionalnih značilnosti odraz zemljepisne razporejenosti obremenitev jezer v Sloveniji. Plitva jezera, obdana z visokim deležem kmetijskih zemljišč in visoko količino hranil, se nahajajo na vzhodu Slovenije v Panonski regiji, medtem ko so globoka jezera z večjim deležem naravnih površin v prispevnem območju in z nizko vsebnostjo hranil v Alpah in Dinaridih na zahodu. Povezave med skupinama spremenljivk hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje s skupino spremenljivk regionalne značilnosti, so bile manjše od povezave med spremenljivkami rabe tal in evtrofikacije s skupino regionalne značilnosti. Razlog za to je lahko vsesplošna razširjenost obremenitev ribiškega upravljanja in spremenjenost hidromorfoloških značilnosti. V nasprotju z našimi ugotovitvami so mnogi raziskovalci potrdili močno korelacijo med biomaso rib in količino hranil v jezeru (Cole in sod., 2000; Vanni, 2002; Eby in sod., 2006). Povezanost med količino hranil in biomaso rib se izrazitejše odraža v jezerih, kjer v preteklosti z ribjimi populacijami niso redno upravljali (Hanson in Leggett 1982; Jeppesen in Sammalkorpi, 2002). Povečana količina hranil v jezeru je lahko posledica vnosa ribje hrane zaradi ribolova (Šterbenk in sod., 2011) ali velike mase vnosa rib bioturbatorjev (npr. Teixeira, 2015). Odnos med razpoložljivimi hranili v jezerskem ekosistemu in velikostjo ribjih populacij predstavlja pomembno izhodišče z vidika trajnostnega gospodarjenja ribjih populacij. V naši raziskavi so bile povezave med spremenljivkami ribiško upravljanje in raba tal močnejše od povezav med spremenljivkami ribiško upravljanje in evtrofikacija. Raziskav, ki bi naš izsledke potrdile, nismo zasledili.

Možna razlaga za ugotovljeno močno povezanost je, da povečan delež spremenjene rabe tal v prispevnem območju jezera vpliva na kvaliteto ali izginotje določenih habitatov v jezerih, ki so primerni za uspešno razmnoževanje vodnih organizmov. Raba tal domnevno posredno vpliva na ohranjanje ribjih populacij s spreminjanjem habitatov (Povž, 2014). Poleg ustreznih razmer za ohranjanje ribjih populacij je potreba po vzdrževalnem poribljavanju (Program upravljanja rib..., 2015) odvisna tudi od priljubljenosti jezera za ribolov.

Korelacije ne dokazujejo vzročne povezave med spremenljivkami, ampak nakazujejo na možno vzročno povezavo v primerih, kadar lahko ugotovimo tudi mehanizem, kako spremenljivki vplivata ena na drugo (Altman in Krzywinski, 2015). Pri razlagi povezav med okoljskimi spremenljivkami moramo upoštevati tudi vpliv časa merjenja obremenitve. Iz podatkov ni mogoče razbrati sosledja obremenitev, npr. ali so bile ribe vložene preden so se spremembe odrazile na ekosistemu (t.j. povečana koncentracija hranil) ali so bile ribe vložene potem, ko je bil ekosistem s hranili obogaten. Kljub temu, da smo delno lahko pojasnili možno vzročno povezavo, je zaradi nekaterih močnih korelacij razlikovanje in določitev dejavnikov, ki so pomembni za strukturo združb BN, oteženo (Poff, 1997). Zaradi močnih korelacij obremenitev z regionalnimi spremenljivkami je pri vrednotenju vpliva obremenitev potrebno sočasno ovrednotiti vpliv regionalnih značilnosti.

## 8.2 POVEZAVE MED OKOLJSKIMI DEJAVNIKI IN ZDRUŽBAMI BENTOŠKIH NEVREtenčARJEV

Pomen okoljskih dejavnikov različnih prostorskih ravni je pogosta tema ekoloških raziskav (Wiens, 1989; Fergus in sod., 2011). Okoljski dejavniki višje prostorske ravni (ravni prispevne površine) lahko imajo večji vpliv od dejavnikov lokalne ravni oz. njihove inter- in intravariabilnosti (Menge in Olson, 1990; Grossman in sod., 1998). Z našo raziskavo smo zajeli širok spekter kemijskih in fizikalnih dejavnikov, ki odražajo regionalne (naravne) in antropogene značilnosti ter razlike med njimi. Zajeli smo naslednje prostorske ravni: prispevno območje (v skupini spremenljivk raba tal), območje jezera in prispevnega območja (regionalne značilnosti), jezerski ekosistem (eutrofikacija in ribe) ter spremenljivke mesta vzorčenj (hidromorfološke značilnosti). S primerjavo deležev pojasnjene variabilnosti združb BN z omenjenimi skupinami spremenljivk smo ugotovili prevladujoč vpliv spremenljivk višje prostorske ravni nad spremenljivkami nižjih prostorskih ravni. Ugotovitve so v skladu s hipotezo o hierarhični kompleksnosti okoljskih dejavnikov (Poff, 1997). Dejavniki na ravni prispevne površine določajo zgornje meje vrednosti parametrov za lokalne dejavnike (Johnson in Goedkoop, 2002). Zaradi vpliva regionalnih dejavnikov je vpliv lokalnih dejavnikov lahko prikrit oz. manj izražen (Pilotto in sod., 2015). Kljub temu, da so mnogi raziskovalci poročali, da je vpliv hidromorfoloških značilnosti na BN v litoralu jezer večji kot vpliv eutrofikacije (Tolonen 2001; Brauns in



sod., 2007; McGoff in Sandin, 2012; Pilotto in sod., 2015), so naše ugotovitve v skladu z ugotovitvami Urbaniča (2014), ki je izpostavil možnost dominantnosti vpliva evtrofikacije na združbe BN. Vzrok za razhajanja v ugotovitvah je med drugim verjetno posledica druge tehnike vzorčenja združb BN. Medtem ko smo mi uporabili metodo mikrohabitatskega vzorčenja združb BN, s katero povzorčimo po možnosti vse mikrohabitate na vzorčevalnem mestu, so omenjeni raziskovalci ločeno vzorčili posamezne mikrohabitate (npr. Brauns in sod., 2007; McGoff in Sandin, 2012). Poleg tega so nekateri raziskovalci, ki so ugotavljali hierarhijo oz. razsežnost delovanja okoljskih dejavnikov različnih prostorskih ravni na združbe vodnih organizmov v jezerih (Johnson in Goedkoop, 2002; McGoff in Sandin, 2012; Pilotto in sod., 2015), te ravni definirali drugače. V skupino spremenljivke regionalne prostorske ravni so npr. vključili spremenljivke prispevnega območja, medtem ko so v skupino lokalnih spremenljivk v večini primerov vključili dejavnike v jezeru (Soranno in sod., 2008; Soranno in sod., 2009; Cheruvilil in sod., 2013; Soranno in Cheruvilil, 2015) in upoštevali le dve prostorski ravni. Mi smo ugotovili, da so na lokalni ravni za združbe BN pomembni okoljski dejavniki vseh treh prostorskih ravni.

Vpliv okoljskih dejavnikov na variabilnost združb je časovno spremenljiv in odvisen od vrste obremenitve (Connell in sod., 1997; Edwards, 2004). Obremenitve lahko povzročijo homogeniziranje združb vodnih organizmov (npr. Johnson in sod., 1993; Palmer in sod., 1997; Donohue in sod., 2009b). Zato primerjava odzivov BN vzdolž prepoznanih okoljskih gradientov omogoča lažje razumevanje povezav med okoljskimi dejavniki in združbami BN. Med posrednimi in neposrednimi vplivi dejavnikov ni bilo značilnih razlik glede na odzive združb BN. Eden izmed pomembnih dejavnikov, ki vpliva na trofično stanje, fizikalno-kemijske lastnosti, produktivnost jezer in razporeditev vodnih organizmov je morfologija jezera (Brodersen in sod., 1998; Mehner in sod., 2007; Stefanidis in Papastergiadou, 2012). Vpliv gradienta morfometrije jezera na BN smo ugotovili tudi mi. V skladu s predhodnimi raziskavami (Brodersen, 1998) smo s spremenljivko volumen jezera znotraj skupine regionalne značilnosti pojasnili največ variabilnosti združb BN. Volumen jezera je odvisen od površine jezera in globine. Površina jezera vpliva na količino in globino mešanja vodne mase zaradi vetra (Smith in Sinclair, 1972). Mešanje vodne mase in spreminjanje vodostaja vplivata na količino hranil, organske snovi in količino kisika v vodi. Hidrodinamičnost vpliva na velikost sedimentnih delcev v litoralu (Schmieder in sod., 2004), ki vpliva na prisotnosti nevretenčarjev (Gjerlov in sod., 2003). Prisotnost BN je odvisna tudi od globine (Pätzig in sod., 2015) in drugih dejavnikov. Globina vpliva na številne značilnosti jezerih (npr. mešanje hranil, toplotna plastovitost itd.) (Wetzel, 2001). Vpliv mnogih okoljskih dejavnikov je povezan z vertikalno conacijo, zato različne globine naseljujejo različni organizmi (npr. Ali in sod., 2002; Hämäläinen in sod., 2003). Globina je v različnih jezerih različno povezana z dejavniki, kot so struktura substrata (Pwtticrew in Kalff, 1992; Schmieder in sod., 2004), temperatura vode in svetloba (Donohue in Molinos, 2009). Vsi omenjeni dejavniki vplivajo na odzive BN (Stoffels in sod., 2005). Med plitvimi in globokimi jezeri obstajajo značilne razlike glede

vpliva dejavnikov znotraj skupine regionalnih značilnosti. Mehanizma za razlago povezanosti med odzivi litoralnih BN in velikostjo prispevne površine jezera v literaturi nismo zasledili. Tudi mi smo ugotovili, da večja kot je prispevna površina jezera s spremenjeno rabo tal, večji je vpliv na vodne ekosisteme (npr. Curtis in Morgenroth, 2013; Soranno in sod., 2015). Mnogi ekologi se osredotočajo na raziskave vplivov rabe tal v prispevnem območju na združbe vodnih organizmov. Raba tal v prispevnem območju vpliva na spremenljivke obrežnega pasu in substrat. Raziskovalci so ugotovili razlike v strukturi združb litoralnih BN med jezeri z nespremenjenimi prispevnimi površinami in jezeri s prispevnimi površinami s kmetijsko rabo tal (npr. McGoff in Sandin, 2012). V naši raziskavi smo prepoznali vpliv deleža naravnih značilnosti prispevne površine na BN. Pokrovnost naravnih površin v prispevnem območju vpliva na raznolikost habitatov v litoralu (Brauns in sod., 2008). Največ variabilnosti združb BN znotraj skupine raba tal smo pojasnili s spremenljivko deleža intenzivnega kmetijstva. Urbanizacija je bila prepoznana kot eden najpomembnejših dejavnikov, ki vpliva na združbe BN (Cuffney in sod., 2005). Urbanizacija je velikokrat povezana z evτροφikacijo in količino amonija v vodi, kar smo na podlagi odzivov BN potrdili tudi v naši raziskavi. Najpogostejši viri amonija so kanalizacijske in industrija odplake (Hall in sod., 1999; Wang in sod., 2006). Vpliv amonija na združbe ekosistema so raziskovali različni avtorji (Rosenberg in Schleifer, 2006; Verdonschot R.C.M in Verdonschot P.F.M., 2014). Odzivi BN vzdolž amonijevega gradienta se v naši študiji niso razlikovali od odzivov vzdolž gradienta morfometrija jezera. Vzrok za to je lahko v tem, da upoštevamo amonij kot nadomestek za merjenje količin vnesenega alohtonega materiala iz prispevnega območja (Sinkko in sod., 2013). Masa detrita vpliva na številne nevretenčarske skupine, kot so maloščetinci (Oligochatea), mladoletnice (Trichoptera), enodnevnice (Ephemeroptera), vrbnice (Plecoptera) (Weatherhead in James, 2001) itd. Vnos alohtonega materiala ne vpliva samo na količino prostega kisika in hranil v vodi, ampak tudi na količino svetlobe. To zvezo smo potrdili tudi v naši raziskavi, saj smo največ variabilnosti združb BN pojasnili s spremenljivko Secchijeva globina. To spremenljivko velikokrat uporabljajo v kombinaciji s koncentracijo hranil za ugotavljanje trofičnega stanja jezer (npr. Jeppesen in sod., 2005a; Søndergaard in sod., 2013). Vpliv evτροφikacije je delno integriran v odziv biomase vloženih rib. Poribljavanje je bilo v naši raziskavi pogostejše v plitvih jezerih, bogatih s hranili, na vzhodu Slovenije. To domnevo smo dodatno lahko utemeljili z nerazlikovanjem odzivov vzdolž gradientov biomase rib in evτροφikacije. Ugotovili smo povezanost odzivov BN vzdolž gradienta morfometrije jezera in gradienta biomase vloženih rib. Slabo pojasnjena variabilnost združb BN s spremenljivkami ribiškega upravljanja v naši raziskavi je morda posledica različne mase vloženih rib – max. 1000 kg/ha v našem primeru in max. 515–3616 kg/ha v drugih raziskavah (npr. Berg in sod., 1997; Nasmith in sod., 2011). Prisotnost rib v jezerskem ekosistemu vpliva na združbe vodnih organizmov na različne načine, npr. na biotske interakcije, dinamiko hranil in dinamiko kisika (Schindler in sod., 2001; Brönmark in Hansson, 2005; Bernes in sod., 2013). Na učinkovitost plenilstva rib ima velik vpliv velikost delcev substrata (Diehl in Konijew, 1998). Ta je tesno povezana s

hidromorfološko spremenjenostjo, ki neposredno vpliva na BN. V zadnjih letih se mnogi raziskovalci zaradi povezanosti BN s heterogenostjo substrata osredotočajo na raziskave vpliva hidromorfoloških sprememb jezer na litoralne združbe BN (Brauns in sod., 2007; McGoff in Sandin, 2012; Porst in sod., 2012; Urbanič in sod., 2012; McGoff in sod., 2013; Peterlin in Urbanič, 2013; Urbanič, 2014b). Ugotovili so, da so BN tesno povezani z določenim tipom substrata, npr. s kamni, peskom ali z vodnimi rastlinami (White in Irvine, 2003; Peeters in sod., 2004; Hinden in sod., 2005; Stoffels in sod., 2005). To ugotovitev smo delno potrdili, saj smo v skupini hidromorfoloških značilnosti prepoznali dva pomembna gradienta za variabilnost združb BN, in sicer velikost substrata in mezolital. Velikost substrata skupaj z makrofiti ali naplavljenim lesom vpliva na heterogenost habitatov v litoralu, kar je možen vzrok za raznolikost BN (Helmus in Sass, 2008; Vadeboncouer in sod., 2011).

Odzivi BN vzdolž nekaterih okoljskih gradientov niso enostavno razložljivi. Kljub temu, da vseh medsebojnih vplivov obremenitev na BN ne moremo razlikovati, smo ugotovili, da lahko razločimo med naravnimi značilnostmi jezera (morfometrija jezera) in obremenitvami ribiškega upravljanja na eni strani ter urbanizacijo, ki delno odraža tudi obremenitev evtrofikacije in amonija, na drugi strani.

### 8.3 POVEZAVE MED RABO TAL, EVTROFIKACIJO, HIDROMORFOLOŠKIMI ZNAČILNOSTIMI IN RIBIŠKIM UPRAVLJANJEM TER ZDRUŽBAMI BENTOŠKIH NEVRETNČARJEV

Vplivi posameznih obremenitev na združbe BN se pogosto razlikujejo od vplivov multiplih obremenitev (Folt in sod., 1999). Zato je za uspešno upravljanje vodnih ekosistemov vrednotenje vplivov multiplih obremenitev ključnega pomena (Norton in sod., 2000; Solimini in sod., 2006). Pogosto enake obremenitve drugače vplivajo na različne vodne ekosisteme (Urbanič in Toman, 2007). Posledično o vplivih multiplih obremenitev na združbe BN v litoralu jezer ni splošno sprejetih zaključkov (Tolonen, 2001; McGoff in Sandin, 2012). V Sloveniji trenutno ni podatkov o vplivih hkratnih obremenitev na litoralne združbe BN jezer. Kadar vrednotimo vplive obremenitev, je nujno potrebno ugotoviti, kolikšen del vpliva je določen zaradi delovanja naravnih dejavnikov (Trigal in sod., 2007; Pilotto, 2012). Za vrednotenje pojasnjene variabilnosti združb BN z obremenitvami moramo odstraniti vpliv naravnih dejavnikov. Z upoštevanjem sestavljenega gradienta iz spremenljivk regionalnih značilnosti smo zmanjšali pomen spremenljivk obremenitev. Medtem ko smo v gradient vključili prostorske spremenljivke, kot so zemljepisne koordinate, časovne variabilnosti nismo upoštevali, saj smo s preliminarnimi analizami izračunali relativno majhen delež pojasnjene variabilnosti združb BN. Brown (2013) je ugotovil, da časovna variabilnost ni tako pomembna, saj prostorska heterogenost pozitivno vpliva na stabilizacijo združb.

V naši raziskavi smo ugotovili, da je vsota disjunktnih deležev variabilnosti BN, pojasnjena z analiziranimi obremenitvami (14 %), primerljiva z vsoto njihovih presečnih deležev (18 %). Velikost disjunktnih deležev lahko nakazuje na dodaten vpliv obremenitev. Nekateri raziskovalci so ugotovili, da morfološke lastnosti habitata pojasnijo več variabilnosti združb BN kot spremenljivke evtrofikacije (Tolonen, 2001; Brauns in sod., 2007; McGoff in Sandin, 2012; Pilotto in sod., 2015). McGoff in Sandin (2012) sta izpostavila, da lahko heterogenost substrata prikrije vpliv evtrofikacije. Czachorowski (1993), Donohue (2009a) in Urbanič (2014b) ugotovili občutljivost BN na evtrofikacijo. Možen vzrok za razlike v ugotovitvah je predvsem v razlikah razponov obravnavanih gradientov obremenitve (Menge in sod., 2002; Kovalenko in sod., 2014). Naš gradient evtrofikacije je zajel vrednosti max. 224  $\mu\text{g/L}$ , medtem ko v drugih raziskavah vrednosti niso presegle 118  $\mu\text{g/L}$  (McGoff in Sandin, 2012). Mnogi raziskovalci so ugotovili, da je vpliv evtrofikacije lažje ovrednotiti v globljih delih jezera (pelagial). Kljub temu smo mi ugotovili vpliv evtrofikacije tudi v litoralu. Domnevamo, da so združbe BN v litoralu pokazatelji evtrofikacije. Evtrofikacija je pogosto posledica kmetijske rabe tal (Bordersen in sod., 1998; White in Irvine, 2003), ki vpliva na lastnosti obrežja (Brauns in sod., 2007) in kompleksnost litorala (Scheffer in sod., 1993; Donohue 2009a), kar vpliva na BN. Neodvisen delež vpliva rabe tal je lahko prikaz vpliva dejavnikov, ki jih nismo merili. Vplivi rabe tal na vodne organizme domnevno so odvisni tudi od drugih dejavnikov, npr. strupov, kovin, ogljikovodikov, pesticidov, policikličnih aromatskih spojin itd. (Beasley in Kneale, 2002; Fraterigo in Downing, 2008; Kihlman in Kauppila, 2012). Za obremenitev rabe tal je značilna povezanost z različnimi obremenitvami na več prostorskih ravneh (npr. Niyogi in sod., 2007; Miserendino, 2009). Zaradi različne rabe tal se s prispevnih površin spirajo za vodne organizme strupene snovi (Sliva in Williams, 2001; Beasley in Kneale, 2002; Miller 2006; Fraterigo in Downing, 2008). Vrednotenje vplivov rabe tal na vodni ekosistem v naravnem okolju je zaradi občasnosti obremenitev in razpršenosti onesnaževanja pogosto težavno (Neumann in Dudgeon, 2002; Friberg in sod., 2003). Najmanjši disjunktni delež vpliva na združbe BN smo pojasnili z obremenitvijo ribiško upravljanje. Sklepamo, da ta delež odraža vpliv biotskih interakcij, kot so predacija rib, ki se prehranjujejo z BN, in vpliv interakcij med ribami, npr. kompeticija za habitat, razmnoževanje, hrano itd. (Zambrano in sod., 2006; Gido in sod., 2009; Specziar in Rezsü, 2009).

V jezerih Slovenije smo največ variabilnost združb BN pojasnili s kombinacijo spremenljivk iz vseh skupin obremenitev. Vzrok za to so verjetno visoke korelacije med spremenljivkami in verjetnost, da so vplivi nekaterih obremenitev na združbe BN podobni. Kljub močni povezanosti obremenitev ima vsaka skupina obremenitve tudi neodvisen vpliv na združbe BN. Ugotavljamo, da je v jezerih Slovenije do neke mere možno razlikovati med vplivi več obremenitev. Združbe BN v litoralih jezerih Slovenije so najbolj določene z rabo tal, evtrofikacijo, ribiškimi upravljanjem in hidromorfološki značilnostmi. V nasprotju s številnimi drugimi raziskavami (npr. Solimini in sod., 2003; Brauns in sod.,

2007; Čiamporova-Zatovičova in sod., 2010), kjer so obravnavali le en tip jezer (npr. nižinska, plitva, iz ene regije) in vzorčili le določene habitatne tipe, temeljijo naši izsledki na različnih tipih jezer.

#### 8.4 POVEZAVE MED RIBIŠKIM UPRAVLJANJEM IN DRUGIMI OBREMNITVAMI Z ZDRUŽBAMI BENTOŠKIH NEVRETNČARJEV

Človek lahko vpliva na združbe vodnih organizmov z načrtovanim ali nenačrtovanim vnosom različnih vrst rib (Radomski in Goeman, 1995; Rahel, 2000). Medtem ko so po svetu vpliv vlaganja ali izlova rib na jezerske ekosisteme predhodno raziskali (npr. Kasprzak in sod., 2003; Nasmith in sod., 2010; Bernes in sod., 2013), v Sloveniji kljub zavedanju možnih posledic na jezerski ekosistem ekologi tovrstnim obremenitvam niso posvetili dovolj pozornosti (Povž, 2014). V naši raziskavi smo presečne deleže variabilnosti združb BN v jezerih Slovenije pojasnili s spremenljivkami izbrane obremenitve (hidromorfološke značilnosti, eutrofikacija in raba tal) in ribiškimi upravljanjem, katerih razpon je bil od 34–51 %. Ugotovili smo, da so bili vplivi obravnavanih skupin obremenitve na združbe BN delno neodvisni med seboj. Ugotovili smo tudi relativno visoke presečne deleže pojasnjene variabilnosti BN, zato domnevamo, da je glede na disjunktno deleže neodvisno upravljanje omenjenih obremenitev učinkovito, vendar ne v enaki meri, kot upravljanje hkratnih obremenitev. Raziskav, v katerih bi primerjali vpliv ribiškega upravljanja in drugih, v naši raziskavi obravnavanih obremenitev na združbe BN, v literaturi nismo zasledili.

Ugotovljeni veliki presečni deleži pojasnjene variabilnosti BN z eutrofikacijo in ribiškimi upravljanjem lahko pomenijo, da v Sloveniji vlagajo več rib tja, kjer je na razpolago več hrane. Nadalje, je ugotovljeni presečni delež med rabo tal in ribiškimi upravljanjem lahko odraz priljubljenosti jezera za ribolov in s tem povezanim ribiškimi vlaganjem rib. Del pojasnjene variabilnosti združb BN, zajete v naših rezultatih, domnevno odraža tudi vpliv rib na BN v jezeru z vplivom na eutrofikacijo in predacijo (npr. Svensson in sod., 1999; Tate in Hershey, 2003; Adámek in Maršálek, 2013). Sestava ribjih združb vpliva na organizme nižjih trofičnih in višjih trofičnih ravni plitvih jezer (Brönmark in Weisner, 1992; Scheffer, 1998; Jeppesen in sod., 2000). Mnogi raziskovalci so ugotovili (Søndergaard in sod., 2007), da je vlaganje rib razširjena dejavnost v primerih, kadar želijo zmanjšati količino hranil v plitvih jezerih in izboljšati ekološko stanje (Hosper in Jagtman, 1990; Jeppesen in sod., 1990; Shapiro, 1990; Meijer in Hosper, 1997). Z vključitvijo spremenljivke klorofil *a* v skupino spremenljivk eutrofikacije smo upoštevali odziv fitoplanktona na hranila. Zato lahko vpliv eutrofikacije in ribiškega upravljanja na združbe BN delno pojasnimo z načinom prehranjevanja vloženih rib in s fitoplanktonom. Vpliv je lahko neposreden, ko herbivore in omnivore ribe plenijo fitoplankton, ali posreden, ko zooplankton pleni fitoplankton, pri čemer je količina zooplanktona regulirana s številom

vloženih rib (Komárková, 1998). Sproščanje hranil iz sedimentov zaradi prehranjevalnih aktivnosti rib v plitvih jezerih zagotavlja rast fitoplanktona in prispeva k pospešenemu procesu eutrofikacije (Griffiths, 2006; Bajer in Sorensen, 2015). Enako sklepamo tudi mi, saj je presečni delež med eutrofikacijo in ribiškim upravljanjem pojasnil skoraj polovico (45 %) variabilnosti združb BN. Poleg tega je bila največja biomasa vloženih rib v naši raziskavi biomasa omnivorih rib v plitvih eutrofnih do hipereutrofnih jezerih. Ugotovljen vpliv hidromorfoloških značilnosti in ribiškega upravljanja na BN lahko delno odraža poraščenost litorala z vegetacijo. Hidromorfološke značilnosti vplivajo na razrast vegetacije in posledično tudi na združbe rib (Jusik in Maciol, 2014). Raziskovalci so ugotovili, da na združbe rib najbolj vplivajo globina, trofičnost in dolžina obrežnega pasu. Ugotovili so, da je pokrovnost litorala z vegetacijo pomembnejša v globokih jezerih v primerjavi s plitvimi, kar se odraža tudi v večjem vplivu hidromorfološke spremenjenosti obale, kjer je delež litorala manjši. Vplivi hidromorfoloških sprememb se odražajo na akumulaciji detrita, zamenjavi primarnih producentov (Rosenberger in sod., 2008) in sprememb v zoolanktonu, nevretenčarjih in ribjih združbah (Jennings in sod., 1999; Trial in sod., 2001; Dodson in sod., 2007). Posledično se spremeni tudi kroženje hranil v jezeru (Vadeboncoeur in sod., 2001). Na strukturo litorala vpliva med drugim razporeditev rib, katerih abundanca je po navadi večja v globinah, vendar je zaradi hkratnega delovanje obremenitev vpliv hidromorfološke spremenjenosti obale na abundanco rib težko ovrednotiti (Olden in sod., 2001). Vnos rib v stoječe vode z visoko pokrovnostjo vegetacije ni v povezavi s povečano biomaso fitoplanktona (Jeppesen in sod., 2000; De Backer in sod., 2010), kot bi pričakovali. Vegetacija primarno ne vpliva na ribje plenjenje fitoplanktona, ampak neposredno na razpoložljiva hranila in senčenje (Søndergaard in Moss, 1998; van Donk in van de Bund, 2002; Peretyatko in sod., 2007). V kolikor biomasa rib presega vrednost 150–250 kg/ha rib, je rast makrofitov onemogočena (Smith, 2001). V naši raziskavi je samo ena prehranska skupina rib presegla to vrednost, kar je verjeten razlog za majhen presečni delež variabilnosti združb BN s hidromorfologijo in ribiškim upravljanjem. Omnivore, planktivore in bentivore ribe v jezerskem ekosistemu zavirajo rast zooplanktona in nevretenčarjev, ki so v jezerih delovali kot dominantni plenilci (Knapp in sod., 2001; Schindler in Parker, 2002). Zaradi manjšega števila nevretenčarjev se zmanjša paša alg, kar povzroči njihovo razrast (Paul in sod., 1995; Vanni in Layne, 1997; Eby in sod., 2006; Parker in Schindler, 2006). Bentivore ribe lahko izruvajo makrofite (Zambrano in Hiojosa, 1999), s čimer povečajo kalnost vode in sproščanje hranil iz usedlin ter spremenijo strukturo habitata (Breukelaar in sod., 1994). Pomen hidromorfoloških značilnosti za ribe smo ugotovili tudi mi, kjer je bil presečni delež pojasnjene variabilnosti BN z obremenitvama ribiško upravljanje in hidromorfološke značilnosti večji (37 %) od disjunktnega deleža pojasnjene variabilnosti BN z obremenitvijo hidromorfološke značilnosti (27 %).

Zaradi vsega naštetega ribe pomembno vplivajo na združbe vodnih organizmov. Številna jezera so na škodo kakovosti in ohranjanja ekosistema preobremenjena z ribami, predvsem

zaradi rekreativnega ribolova (Carvalho in Moss, 1995; Smith, 2001; Moss in sod., 2002). Tujerodne ribe imajo velik vpliv na prehranjevalni splet, še posebej v jezerskih ekosistemih, kjer predhodno rib ni bilo (Parker in Schindler, 2006; Eby in sod., 2006; Crawford in Muir, 2008; Tiberti von Hardenberg in sod., 2014). Trofičnega stanja jezer ni mogoče ustrezno ovrednotiti le na podlagi količine fitoplanktona, ampak je treba pri tem upoštevati tudi vpliv obremenitve vlaganju rib (Komárková, 1998). Naši rezultati predstavljajo dobro izhodišče za prihodnje raziskave vpliva ribiškega upravljanja kot obremenitve na jezerski ekosistem. Ugotovitve bi lahko uporabili na področju upravljanja voda in področju upravljanja ribjih populacij v jezerih.

## 8.5 BIOINDIKACIJA IN EKOLOŠKI PRAGOVI

Raziskovalci za vrednotenje stanja vodnih ekosistemov razvrščajo taksone BN v skupine glede na njihovo toleranco do različnih okoljskih dejavnikov (Yuan, 2004; Mazzoni in sod., 2014). V primerih, ko spremenljivke okoljskih dejavnikov odražajo različne obremenitve oz. različne gradiente, so lahko tolerančne vrednosti poleg indikatorskih vrednosti izhodišče za raziskave vpliva različnih obremenitev (EPA, 2006). Indikatorji sprememb v okolju so specialisti, ki preferirajo specifične razmere v okolju. Nekateri raziskovalci menijo, da vključevanje redkih taksonov v ekološke analize privede do popačenja rezultatov in zato njihova vključitev pri vrednotenju vpliva obremenitev ni priporočljiva (Gauch, 1982; McCune in Grace, 2002). Kljub temu Poos in Jackson (2012) navajata, da lahko z izključitvijo redkih taksonov iz podobnih analiz izgubimo pomembne informacije. Mi smo redke taksone v analizah ohranili, saj so razlogi za redko pojavljanje taksonov lahko npr. nizka tolerantnost do obremenitev, specifične zahteve za habitat ali odraz vzorčenja. Intenziteta vpliva obremenitve lahko med leti variira, kar običajno napačno pripisujemo časovni variabilnosti združb, ki je neodvisna od obremenitev (npr. WISER, 2009b). Pri analizah vplivov obremenitev bi morali upoštevati intra- in inter-variabilnost združb, kar bi pripomoglo k razjasnitvi spreminjanja združb in tudi k pojasnitvi odziva združb na trenutne razmere s projekcijo njihovega odziva v prihodnosti. S primerjavo tolerančnih vrednosti taksonov vzdolž posameznega okoljskega gradienta (morfometrija jezera, naravne značilnosti prispevne površine, velikost prispevne površine, urbanizacija, eutrofikacija in biomasa vložnih rib) smo ugotovili dominantnost specialistov. V nasprotju s predhodnimi raziskavami (npr. Tolonen in sod., 2001; McGoff in Sandin, 2012), kjer so raziskovalci ugotovili tip substrata kot enega najpomembnejših dejavnikov, ki vplivajo na variabilnosti združb BN, so v naši raziskavi vzdolž gradientov velikost delcev substrata in mezolital prevladali generalisti. Podobno kot Shartz in Batzer (1999), smo ugotovili, da ima veliko število taksonov BN prilagoditve na multiple obremenitve v jezerih v Sloveniji. Zaradi dolge izpostavljenosti združb obremenitvi se lahko pojavi sprememba v sestavi združb, kjer občutljive taksone zamenjajo taksoni z veliko toleranco ali pa taksoni izginejo (Feld in Hering, 2007) in jih nadomestijo drugi (Urbačič, 2014b).

Prisotnost specialistov vzdolž obravnavanih gradientov obremenitev omogoča potencialno uporabo BN pri vrednotenju vplivov multiplih obremenitev v prihodnje. Občutljivost taksonov na različne obremenitve je osnova za razvoj indeksov vrednotenja ekološkega stanja jezer.

Razmere, pri katerih že majhna sprememba obremenitve sproži nenadne spremembe v ekosistemu, imenujemo ekološki prag (Scheffer in sod., 2001; Groffman in sod., 2006). Zaradi pomembnosti uravnavanja dinamike ekosistemov je razumevanje in prepoznavanje ekoloških pragov še vedno v središču pozornosti aplikativne in teoretične ekologije (Groffman in sod., 2006). V literaturi nismo zasledili vrednosti ekoloških pragov obremenitev na podlagi BN v jezerih. V naši raziskavi smo izračunali ekološke pragove za enostavne in sestavljene gradiente obremenitev. Čeprav so mnogi raziskovalci (npr. Hering in sod., 2006; Pavlin, 2012) ugotovili, da zaradi delovanja več obremenitev hkrati s sestavljenim gradientom pojasnimo več variabilnosti združb kot z enostavnimi gradienti, z našimi ugotovitvami tega nismo v celoti potrdili. S sestavljenima gradientoma ribiško upravljanje in evtrofikacija smo pojasnili manj variabilnosti združb BN kot s posameznimi spremenljivkami omenjenih obremenitev. Razlika v velikosti deležev pojasnjene variabilnosti BN z enostavnimi in sestavljenimi gradienti, je lahko posledica antagonističnega delovanja obremenitev (Folt in sod., 1999). Tak primer je ribiško upravljanje, kjer smo za izračun sestavljenega gradienta upoštevali biomaso piscivorih in omnivorih rib. Domnevamo, da predacija piscivorih rib zmanjša vpliv omnivorih rib na združbe BN. Najnižji ekološki prag za sestavljeni gradient raba tal je znašal 2 %. Vrednost ekološkega praga sestavljenih gradientov obremenitev je naraščala z upadanjem prostorske ravni obremenitve, kar ponovno nakazuje na hierarhično strukturo obremenitev. Z določitvijo ekoloških pragov enostavnih gradientov smo ugotovili nizke vrednosti obremenitev, pri katerih pride do negativnega odziva v združbah BN. Največ taksonov je bilo občutljivih na zmanjšano prosojnost jezera (Secchijeva globina). Občutljivost taksonov na prosojnost je povezana z dostopnostjo svetlobe, ki vpliva na primarno produkcijo in razpoložljivost hrane za BN. Vrednost ekološkega praga, pri kateri pride do negativnega odziva taksonov, je nižji za gradient biomase omnivorih rib, kot za gradient biomase vloženih rib. Ugotovljeni odziv je podoben odzivu v eksperimentalni raziskavi, s katero so ugotovili, da so prosojnost vode, pokrovnost makrofitov in gostota nevretenčarjev obratno sorazmerni s številčnostjo krapov (Zambrano in sod., 1999). Benndorf (1995), Hülsmann in Mehner (1997) in Kasprzak in sod. (2000) so ugotovili, da ima biomasa vloženih rib, manjša od 50 kg/ha, zelo majhen vpliv na kemizem vode. Vpliv obremenitve poribljavanja se odrazi šele pri skupni biomasi med 50 kg/ha–100 kg/ha vloženih rib (Mehner in sod., 2004), kar v našem primeru dosega le biomasa omnivorih rib. Zato sklepamo, da je nizka vrednost ekološkega praga za gradient biomasa vloženih rib (9,6 kg/ha) vpliv predacije ali drugih procesov in ne vpliv kemizma vode. Pri ugotavljanju ekološkega praga vsebnosti skupnega fosforja so raziskovalci ugotovili pomembnost globine jezera (Jeppesen in sod., 1997). Poleti so globlja jezera stratificirana, razmerah v



litoralu so oligotrofne, za razliko od plitvih jezer ob vnosu enake količine hranil. Zadrževanje in izolacija hranil v hipolimniju poleti zmanjša produktivnost v epilimniju; razmere za rast makrofitov, mikrobentoško primarno produkcijo, zooplankton in piscivore ribe se zato poslabšajo (Jeppesen in sod., 1997), kar vpliva tudi na BN. V primerih, ko sta koncentracija fosforja in klorofila *a* v globokih in plitvih jezerih enaki, lahko pride do sprememb v fosforjevem ciklu, predvsem zaradi dejavnikov, ki vplivajo na porabo kisika, npr. morfometrija in temperatura jezera (Charlton, 1980). Domnevamo, da lahko omenjeni dejavniki različno vplivajo na vrednosti ekoloških pragov za evrofikacijo, zato moramo njihove vplive pretehtano upoštevati pri interpretaciji.

## 9 SKLEPI

1. Ugotavljanje vplivov različnih okoljskih spremenljivk na združbe bentoških nevretenčarjev (BN) je odvisno od povezav med okoljskimi spremenljivkami. Nekatere spremenljivke iz skupine raba tal so bile statistično značilno močno povezane s spremenljivkami iz skupin evτροφikacija in regionalne značilnosti. Za spremenljivke skupin hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje nismo ugotovili močnih povezav s spremenljivkami iz drugih skupin. Izhodišče pri vrednotenju obremenitev je razlikovanje med vplivi antropogenih in naravnih dejavnikov na BN. Zaradi močnih povezav med spremenljivkami obremenitev in regionalnih značilnosti, je pri vrednotenju vplivov obremenitev na BN potrebno sočasno upoštevati vpliv naravnih značilnosti.

2. Za uspešno upravljanje vodnih ekosistemov pod vplivom (multiplih) obremenitev je potrebno prepoznati dominantno obremenitev. Hierarhična shema pojasnjene variabilnosti združb BN s spremenljivkami različnih prostorskih ravni – raba tal > evτροφikacija > ribiško upravljanje > hidromorfološke značilnosti predstavlja dominanten vpliv dejavnikov višje prostorske ravni (prispevno območje) nad vplivom dejavnikov nižje prostorske ravni (mesto vzorčenja). Slednje pomeni, da je vpliv obremenitve nižje prostorske ravni lahko integriran znotraj obremenitve višje prostorske ravni. Menimo, da bi upravljavci pri upravljanju morali upoštevati hierarhičnost vplivov obremenitev, ter vključiti obremenitve več prostorskih ravni.

3. Ugotovili smo statistično značilne razlike v odzivih taksonov vzdolž prepoznanih okoljskih gradientov. Odzivi litoralnih BN se razlikujejo med obremenitvami urbanizacije, evτροφikacije, amonija, biomasa vloženi rib in morfometrija jezera. Ob prisotnosti obremenitev občutljivi taksoni izginejo in se pojavijo taksoni, ki so na obremenitev tolerantni. Specialisti so bili prisotni vzdolž vseh okoljskih gradientov, kar je dobro izhodišče za razvoj indeksov vrednotenja ekološkega stanja jezer. Izsledki nakazujejo na potencialno rabo litoralnih BN pri vrednotenju vplivov multiplih obremenitev v jezerih.

4. Presečni deleži pojasnjene variabilnosti združb BN s skupinama ribiško upravljanje in raba tal, in skupinama ribiško upravljanje in evτροφikacija so bili nekoliko večji od presečnega deleža pojasnjene variabilnosti BN s skupinama ribiško upravljanje in hidromorfološke značilnosti. Zaradi primerljivih deležev neodvisne pojasnjene variabilnosti BN s posamezno obremenitvijo, sklepamo, da na združbe BN vplivajo obremenitve raba tal, evτροφikacija in hidromorfološke značilnosti. Pri upravljanju z jezeri se je smiselno osredotočiti na obremenitve, katerih vpliv na BN lahko zaznamo. Z upravljanjem posamezne obremenitve lahko vpliv zmanjšamo, vendar ne v tolikšni meri kot z upravljanjem obeh obremenitev hkrati.

5. Dobro razlikovanje med vplivi okoljskih dejavnikov na združbe BN omogoča uspešno prepoznavanje vzrokov sprememb stojećih voda. Presečni delež variabilnosti združb BN

pojasnjene z obremenitvami (raba tal, eutrofikacija, ribiško upravljanje in hidromorfološke značilnosti) v jezerih je bil primerljiv z disjunktimi deleži posamezne obremenitve. Združbe BN v litoralu jezer so odvisne od obremenitev raba tal, eutrofikacija, ribiško upravljanje in hidromorfološke značilnosti. Dobro razlikovanje med vplivi dejavnikov na združbe BN omogoča uspešno prepoznavanje vzrokov sprememb stojećih voda povezanih s spremembami rabe tal, eutrofikacijo, ribiškim upravljanjem in hidromorfološki značilnostmi.

6. Variabilnost združb BN smo slabše pojasnili s sestavljenima gradientoma ribiško upravljanje in raba tal, kot s posameznimi spremenljivkami omenjenih skupin obremenitev. Sklepamo, da je to odraz antagonističnega delovanje obremenitev in mehanizmov med različnimi obremenitvami.

7. Z ekološkim pragom določimo vrednost obremenitve, pri kateri pride do spremembe v zgradbi in delovanju ekosistemov. Na podlagi odziva združb BN smo za gradient eutrofikacije, hidromorfoloških značilnosti, rabe tal in ribiško upravljanje določili vrednosti ekološkega praga. Ugotovljene vrednosti lahko uporabimo pri določitvi ciljev upravljanja stojećih voda.

8. V Sloveniji se odraža zahodno – vzhodni gradient obremenjenosti jezer. Na zahodu imamo globoka in ne toliko obremenjena jezera, medtem ko so na vzhodu jezera plitva in obremenjena s hranili. Za vrednotenje ekološke kakovosti jezer in pripravo upravljaljskih načrtov je treba ločeno obravnavati vplive okoljskih dejavnikov v dobro definiranih skupinah jezer, ki se razlikujejo v naravnih značilnostih in prisotnosti obremenitev.

## 10 POVZETEK (SUMMARY)

### 10.1 POVZETEK

Jezera so izpostavljena multiplim antropogenim obremenitvam, ki so vzrok mnogih sprememb v ekosistemu. V kolikor želimo z jezerskimi ekosistemi uspešno upravljati, moramo razumeti odnos med okoljskimi spremembami in združbami vodnih organizmov. Medtem ko je vrednotenje vplivov obremenitev v rekah na podlagi združb bentoških nevretenčarjev (BN) razširjeno, je uporaba združb BN za vrednotenje vplivov obremenitev v jezerih manjša. Cilji naše raziskave so bili: a) ovrednoti medsebojno povezanost okoljskih dejavnikov v jezerih, b) ugotoviti kolikšen delež variabilnosti združb BN pojasnimo z vsako od obravnavanih skupin okoljskih dejavnikov, c) ugotoviti ali se odzivi BN razlikujejo vzdolž prepoznanih okoljskih gradientov, d) ugotoviti ali vzdolž gradientov obremenitev prevladujejo generalisti ali specialisti, e) ugotoviti vpliv obremenitev raba tal, evtrofikacija in hidromorfološke značilnosti v kombinaciji z obremenitvijo ribiško upravljanje, f) ugotoviti vpliv štirih skupin obremenitev: raba tal, evtrofikacija, hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje na združbe BN g) ugotoviti ekološke pragove obremenitev in h) ugotoviti indikatorske taksone s pozitivnim in negativnim trendom odziva za vsakega od izbranih gradientov obremenitev v jezerih Slovenije.

V analizah smo uporabili podatke o sestavi združb BN (številčnost in taksonomska sestava) s 114 mest vzorčenja v jezerih Slovenije, pridobljenih med leti 2006 in 2012. Po pregledu literature smo izbrali 41 okoljskih spremenljivk za katere je bil ugotovljen vpliv na litoralne BN. Okoljske spremenljivke smo razvrstili v pet skupin – skupino regionalne značilnosti (9 spremenljivk), raba tal (6 spremenljivk), evtrofikacija (9 spremenljivk), hidromorfološke značilnosti (10 spremenljivk) in ribiško upravljanje (7 spremenljivk).

Med okoljskimi spremenljivkami smo določili povezanost z izračunom Spearmanovega korelacijskega koeficienta rangov (Spearmanov korelacijski koeficient,  $R_s$ ). Več kot polovica korelacij je bila nizkih ( $R_s \leq 0,50$ ). Statistično značilne visoke korelacije smo ugotovili med večino skupin spremenljivk z izjemo skupine spremenljivk ribiško upravljanje. Med skupinami spremenljivk so bile soodvisnosti srednje močne ( $0,5 < R_s < 0,7$ ) za skupine regionalne značilnosti, raba tal in evtrofikacija. Primerjavo izračunanih vrednosti korelacijskih koeficientov med petimi skupinami spremenljivk smo naredili z neparametričnim Kruskal-Wallis testom. S Kruskal-Wallis testom smo preverili, ali so povprečne vrednosti rangov enake v vseh skupinah neodvisnih spremenljivk. Ugotovili smo, da so bile korelacije med skupinami spremenljivk statistično značilno različne. Zaradi srednje močne soodvisnosti med nekaterimi obremenitvami in regionalnimi značilnostmi smo v analizah za vrednotenje vplivov obremenitev, upoštevali sestavljen gradient regionalnih značilnosti kot sospremenljivko.

Z gradientno metodo (kanonična korespondenčna analiza – CCA) smo analizirali povezave med okoljskimi spremenljivkami in združbami litoralnih BN. Največjo variabilnost združb BN smo pojasnili s spremenljivkami regionalne značilnosti. Pojasnjena variabilnost združb BN s posamezno skupino okoljskih spremenljivk je bila primerljiva in odraža hierarhično strukturo obremenitev. Ugotovili smo dominanten vpliv okoljskih spremenljivk višje prostorske ravni nad vplivom okoljskih spremenljivk nižjih prostorskih ravni pri pojasnjeni variabilnosti združb BN. Za vrednotenje vplivov obremenitev na združbe litoralnih BN jezer, je potrebno vključiti okoljske dejavnike treh prostorskih ravni.

Iz CCA diagramov posamezne skupine okoljskih spremenljivk smo vzdolž prve in druge kanonične osi določili okoljske gradiente, ki vplivajo na združbe BN. Prepoznali smo devet okoljskih gradientov od katerih dva odražata naravne značilnosti in sedem gradientov, ki odražajo obremenitve. Indikatorske vrednosti taksonov smo izračunali s CCA analizo. Tolerančne vrednosti smo določili na podlagi CCA ordinacijskih osi. Variabilnost tolerančnih vrednosti in indikatorskih vrednosti vzdolž gradientov smo dopolnili z rezultati Friedmanovega testa. Friedmanov test je neparametrična alternativa za enosmerno ANOVA-o, ki vključuje ponavljajoče meritve. Ugotavljali smo razlike med povprečno vrednostjo indikatorskih vrednosti vzdolž okoljskih gradientov in srednjo vrednostjo tolerančnih vrednosti med okoljskimi gradienti. Ugotovili smo, da se odzivi BN razlikujejo vzdolž gradientov urbanizacije, evtrofikacije, amonija, ribiškega upravljanja in morfometrija jezera. Vzdolž večine okoljskih gradientov smo ugotovili večji delež občutljivih taksonov, kot tolerantnih taksonov. Tolerančne vrednosti se pogosto uporabljajo pri biotskem vrednotenju kakovosti voda, saj predstavljajo »širino« ekološke valence taksona glede na opazovan okoljski gradient. Občutljivost taksonov na različne obremenitve je osnova za razvoj indeksov vrednotenja kakovosti stanja jezer. Ugotovili smo, da je na podlagi indikatorskih vrednosti taksonov mogoče razlikovati med vplivi nekaterih obremenitev, hkrati pa prisotnost specialistov vzdolž vseh gradientov obremenitev predstavlja dobro izhodišče za uporabo BN kot indikatorje različnih obremenitev, ter razvoj indeksov za vrednotenje vplivov le teh.

S parcialno kanonično korespondenčno analizo (pCCA) smo ugotavljali porazdelitev pojasnjene variabilnosti združb BN med skupine spremenljivk obremenitev. Presečne deleže pojasnjene variabilnosti združb BN smo pojasnili s kombinacijo dveh skupin spremenljivk in disjunktne deleže s posamezno skupino spremenljivk. Deleže pojasnjene variabilnosti združb BN smo porazdelili med skupine: a) raba tal in ribiško upravljanje, b) evtrofikacija in ribiško upravljanje in c) hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje. S posamezno obremenitvijo smo pojasnili od 10 % do 39 % variabilnosti združb BN. S po dvema skupinama obremenitve smo pojasnili od 34 % do 51 % variabilnosti združb BN. Razlikovanje med vplivi dejavnikov raba tal, evtrofikacija in hidromorfološke značilnosti na združbe BN omogoča prepoznavanje vzrokov sprememb stojećih voda. Ugotovljeni relativno visoki presečni deleži med kombinacijami dveh

skupin obremenitev predstavljajo verjetnost, da bo upravljanje učinkovitejše v kolikor bomo upravljali z več obremenitvami hkrati katerih vpliv na BN lahko zaznamo.

S spremenljivkami skupin obremenitev smo s pCCA izračunali presečne in disjunktne deleže pojasnjene variabilnosti združb BN. Deleže pojasnjene variabilnosti smo porazdelili med skupine spremenljivk: ribiško upravljanje, eutrofikacija, raba tal in hidromorfološke značilnosti. Disjunktne deleže variabilnosti združb BN pojasnjeni s posamezno skupino spremenljivk obremenitev so bili od 1,5 % do 4,5 %. Ugotovili smo, da so disjunktne deleže posamezne obremenitve primerljivi s presečnim deležem pojasnjene variabilnosti združb BN z vsemi skupinami obremenitev (5, 9 %). Ugotovili smo, da združbe BN v litoralu jezer določajo spremenljivke, ki odražajo obremenitve raba tal, hidromorfološke značilnosti, eutrofikacijo in ribiško upravljanje.

Odzive združb vodnih organizmov zaradi hkratnega delovanja več obremenitev bolje pojasnimo s sestavljenimi gradienti, kot z enostavnimi gradienti. V analizi odnosov med gradienti obremenitev in združbami BN, smo uporabili 4 sestavljene gradiente in 10 enostavnih gradientov. Največ variabilnosti združb BN smo pojasnili s sestavljenim gradientom eutrofikacija (11,4 %). Med enostavnimi gradienti smo največ variabilnosti združb BN pojasnili s spremenljivkami delež intenzivnega kmetijstva (11,4 %), njivskimi površinami (11,3 %), Secchijevo globino (11,3 %) deležem naravnih površin (11,3 %) in spremenljivko skupni fosfor (11,1 %). Sestavljen gradient raba tal in ribiško upravljanje sta pojasnila manj variabilnosti združb BN, kot enostavni gradienti omenjenih obremenitev. Domnevamo, da nekatere obremenitve delujejo antagonistično, zato smo v nekaterih primerih s sestavljenim gradientom pojasnili manj variabilnosti združb BN kot z enostavnimi gradienti.

V analizah določitve ekoloških pragov so nas zanimali taksoni, ki odražajo povečano vrednost izbranega okoljskega parametra, in taksoni, ki odražajo zmanjšano vrednost izbranega parametra. Analize odnosov med (enostavnimi in sestavljenimi) gradienti in združbami BN smo izvedli z analizo Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN). Ekološki prag smo določili za sestavljene gradiente obremenitev raba tal, eutrofikacija, hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje. Za sestavljene gradiente smo ugotovili ekološki prag pri vrednostih 16 in 60 za rabo tal, 21 in 60 za eutrofikacijo, 31 in 80 za ribiško upravljanje, in 47 in 62 za hidromorfološke značilnosti. Za enostavne gradiente smo ugotovili vrednosti ekološkega praga za intenzivno kmetijstvo pri vrednosti 2 % in 46 %, vrednosti 1,1 m in 8,1 m za Secchijevo globino, vrednosti 6,32  $\mu\text{g/L}$  in 82,75  $\mu\text{g/L}$  za skupni fosfor, 1,4 kg/ha in 36,5 kg/ha za biomaso omnivorih rib in 9,6 kg/ha in 35,8 kg/ha za biomaso vloženih rib. Od 153 taksonov vključenih v analizo TITAN, smo določili največ 77 indikatorskih taksonov za enostavni gradient Secchijeve globine. Podobno število indikatorskih taksonov smo ugotovili za enostavna gradienta intenzivno kmetijstvo in skupni fosfor, ter sestavljen gradient eutrofikacija. Vzdolž vseh gradientov obremenitev so prevladali taksoni z negativnim trendom odziva. Zaradi odzivov litoralnih BN na

obremenitve, sklepamo da bi z združbami litorala BN lahko vrednotili različne vplive obremenitev, kot so: raba tal, eutrofikacija, hidromorfološke značilnosti in ribiško upravljanje.

## 10.2 SUMMARY

Lakes are impacted by multiple anthropogenic stressors that cause changes in the ecosystem. In order to successfully manage lake ecosystems, we need to understand the relationship between environmental changes and assemblages of water organisms. While littoral benthic assemblages (BI) are widely used for assessment of stressor effects in rivers, comparable studies in lakes are lacking. The objectives for our study were to: a.) evaluate the interconnectedness of environmental factors, b.) determine what share of variability of BI assemblage is explained by each of the groups of environmental factors, c.) determine whether responses of BI along identified environmental gradients differ, d.) determine whether tolerant or sensitive taxa occur along gradients, e.) determine the effect of land use, eutrophication and hydromorphological characteristics in combination with fish stocking on BI assemblages, f.) determine the effects of four groups of stressors: land use, eutrophication, hydromorphological characteristics and fish stocking, g.) determine ecological thresholds for stressors and h.) identify indicator taxa with positive and negative trends in response to selected stressor gradients in Slovenian lakes.

We used data on the structure of the BI assemblages (abundance and taxonomical composition) from 114 sampling sites in Slovenian lakes, which we collected during 2006 and 2012. Based on a literature reviews, we selected 41 environmental variables known to be important in shaping BI assemblages. Environmental variables were divided into five groups - regional characteristics (9 variables), land use (6 variables), eutrophication (9 variables), hydromorphological characteristics (10 variables) and fish stocking (7 variables).

We calculated the Spearman rank correlation coefficient (Spearman correlation coefficient  $R_s$ ) between each pair of environmental variables. More than half of the correlations were weak ( $R_s \leq 0.50$ ). Statistically significant strong correlations were found within most groups of variables, except between fish stocking variables. Moderately strong correlations ( $0.50 < R_s < 0.7$ ) were found between variables of regional characteristics, land use and eutrophication. For comparison of calculated correlation coefficients between the five groups, we used the nonparametric Kruskal-Wallis test to verify whether the average values of ranks were the same in all groups of independent variables. Correlations between groups of variables differed significantly. Due to the moderate correlations between some stressors and regional characteristic, compositional gradient of regional characteristics was used as a covariable while evaluating the effects of stressors.

We used the gradient method (canonical correspondence analysis – CCA) to analyse relationships between environmental variables and BI assemblages. The highest variability of BI assemblages was explained by variables of regional characteristic. Explained variability of BI with individual variable group was comparable to joint effects. Slight differences in the effects of explained variability of BI assemblages showed apparent



dominance of catchment scale variables over lower spatial scale variables. This implies that application of CCA corroborates the hypothesis of hierarchical complexity of environmental factors, where catchment variables define the upper limits for local factors and thus represent closely cascading effects of environmental variables. Thus for assessment of the stressor effects on littoral BI, environmental factors of all (three) spatial scale should be considered.

Based on the CCA diagrams of individual variable groups, we defined environmental gradients important in shaping BI assemblages. We recognised nine environmental gradients: two reflected natural characteristic and seven gradients reflected anthropogenic stressors. Using CCA, analysis indicator values for each taxon was calculated. Tolerance values, which were calculated as the root mean square, were determined using CCA ordination axis. To detect differences in the mean species score values and mean tolerance values among environmental gradients, a Friedman test was used. Friedman's test is a non-parametric alternative for a one-way ANOVA for repeated measurements. Pairwise analysis revealed significant differences in responses along urbanization, eutrophication, ammonia, fish stocking and lake morphometry gradients. Based on tolerance values of taxa, specialists tended to dominate over generalists along six gradients. Specialists are the most useful environmental indicators species, due to their preference for certain relatively narrow environmental conditions. Sensitivity of taxa to varying stressors is the basis for index development used for lake quality assessment. Hence, our results imply that BI could be good indicators for varying stressors and might be applied in lake bioassessment.

In order to determine the distribution of explained variability of BI assemblages between groups of variables, partial canonical correspondence analysis (pCCA) was used. With combination of two groups of variables joint effect and unique effect were calculated within individual variable groups. The explained variability of BI assemblages was partitioned among the groups: a.) land use and fish stocking, b.) eutrophication and fish stocking and c.) hydromorphological characteristics and fish stocking. Unique effects of explained 10% to 39% of the variability of BI assemblages. The joint effects of two groups explained 34% to 51% of the variability of BI assemblages. The differences between the effect of land use, eutrophication and hydromorphological characteristic enabled us to identify the causes for changes in standing waters. The relatively high joint effect of explained variability of BI assemblages implies that management of lake ecosystems might be more efficient if we manage several stressors simultaneously.

In the analysis of land use, eutrophication, fish stocking and hydromorphological characteristic affecting BI assemblage composition, the explained variation was partitioned among four variable groups. The pCCA analysis showed that individual variable group explained 1.5% to 4.5% of the variability of BN assemblages. Similarly, joint effect with all four variable groups explained 5.9% of the variability. Although there were small

differences in the effects, the BI assemblages in lakes were constrained by all factors reflecting land use, eutrophication, fish stocking and hydromorphological characteristics.

Due to the effects of multiple stressors on aquatic organisms, we assume that explained variability is higher when compositional gradients are used instead of simple gradients. For the analysis of the relationships between BI assemblages to stressor gradients, we used 4 compositional gradients and 10 simple gradients. The highest share of explained variability (11.4%) of BI assemblage was with the compositional gradient eutrophication. Among simple gradients, the order of explained variability of BI assemblages was as follows: intensive agriculture (11.4%), arable land (11.3%), Secchie depth (11.3%), natural area (11.3%) and total phosphorus (11.1%). Contrarily, explained variability of BI assemblages with compositional gradients of land use and fish stocking was lower than explained variability of BI assemblages with simple gradients. Mechanisms between stressors are complex and might have antagonistic effects, which might be a reason that compositional gradients explain less variability of BI assemblages than some simple gradients.

In the determination of ecological thresholds, of interest were both taxa that reflect the increased values of selected environmental parameter and taxa that reflect decreased values of selected environmental parameter. After analysing the relationships between compositional and simple gradients and BI assemblages, the Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) was performed. Ecological thresholds for the compositional gradient of land use, eutrophication, hydromorphological characteristics and fish stocking were determined. Ecological threshold values of the compositional gradients were 16 and 60 for land use, 21 and 60 for eutrophication, 31 and 80 for fish stocking and 47 and 62 for hydromorphological characteristics. For the simple gradients, we determined ecological threshold values to be 2% and 46% for intensive agriculture, 1.1m and 8.1m for Secchi depth, 6.32 and 82.75 $\mu\text{g/l}$  value for total phosphorus 1.4 kg/ha and 36.5 kg/ha for omnivorous fish biomass and 9.6 kg/ha and 35.8 kg/ha of fish stocking biomass. The highest number of indicator taxa (77) from 153 taxa included in the TITAN analysis was determined for the simple gradient of Secchi depth. Similar numbers of indicator taxa were determined for the simple gradients intensive agriculture, total phosphorus and compositional gradient eutrophication. Along all stressor gradients, the number of taxa exhibiting a negative response trend in dominated. Land use, eutrophication, fish stocking and hydromorphological characteristics effects can be assessed using BI in Slovenian lakes.

## 11 VIRI

- Abbaspour K.C., Yang J., Maximov I., Siber R., Bogner K., Mieleitner J., Zobrist J., Srinivasan R. 2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333: 413–430
- Adámek Z., Maršálek B. 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: A review. *Aquaculture International*, 21, 1: 1–17
- Adams W.M., Jeanrenaud S.J. 2008. Transition to Sustainability: Towards a Humane and Diverse World. Gland, IUCN: 108 str.  
[https://cmsdata.iucn.org/downloads/transition\\_to\\_sustainability\\_\\_en\\_\\_pdf\\_1.pdf](https://cmsdata.iucn.org/downloads/transition_to_sustainability__en__pdf_1.pdf)  
(18. mar. 2016)
- Adrian R., Reilly C.M.O., Zagarese H., Baines S.B., Dag O., Keller W., Livingstone D.M., Sommaruga R., Straile D. 2010. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54, 6: 2283–2297
- Ali A., Frouz J., Lobinske R.J. 2002. Spatio-temporal effects of selected physico-chemical variables of water, algae and sediment chemistry on the larval community of nuisance Chironomidae (Diptera) in a natural and a man-made lake in central Florida. *Hydrobiologia*, 470, 1: 181–193
- Allan J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257–284
- Allan J.D., Johnson L.B. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 37, 1: 107–111
- Allan J.D., Yuan L.L., Black P., Stockton T., Davies P.E., Magierowski R.H., Read S.M. 2012. Investigating the relationships between environmental stressors and stream condition using Bayesian belief networks. *Freshwater Biology*, 57, 1: 58–73
- Altman N., Krzywinski M. 2015. Points of Significance: Association, correlation and causation. *Nature methods*, 12: 899–900
- AQEM Consortium 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates,

- developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1, February 2002: 17 str.  
<http://www.eu-star.at/pdf/AqemMacroinvertebrateSamplingProtocol.pdf> (18. mar. 2016)
- Arh S. 2009. Vpliv gojitvenih ribnikov na evtrofikacijo površinskih voda. Diplomsko delo. Ljubljana, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo, Oddelek za gradbeništvo: 55 str.
- Arcott D.B., Larned S., Scarsbrook M.R., Lambert P. 2010. Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 2: 530–545
- Atkins J.P., Burdon D., Elliott M., Gregory A.J. 2011. Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2: 215–226
- Bajer P.G., Sorensen P.W. 2014. Effects of common carp on phosphorus concentrations, water clarity, and vegetation density: a whole system experiment in a thermally stratified lake. *Hydrobiologia*, 746, 1: 303–311
- Baker M.E., King R.S. 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 1: 25–37
- Baker M.E., King R.S. 2013. Of TITAN and straw men: an appeal for greater understanding of community data. *Freshwater Science*, 32, 2: 489–506
- Bazzanti M., Mastrantuono L., Solimini A.G. 2012. Selecting macroinvertebrate taxa and metrics to assess eutrophication in different depth zones of Mediterranean lakes. *Fundamental Applied Limnology*, 180, 2: 133–143
- Beasley G., Kneale P. 2002. Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26, 2: 236–270
- Behrendt H. 1996. Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads – a comparison for different river basins in Central Europe. *Water Science and Technology*, 33, 4: 99–107
- Benke A.C., Cushing C.E. 2004. *Rivers of North America*. 1<sup>st</sup> ed. San Diego, Academic Press: 1169 str.

- Benndorf J. 1995. Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 80, 4: 519–534
- Berg S., Jeppesen E., Sondergaard M. 1997. Pike (*Esox lucius* L) stocking as a biomanipulation tool .1. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia*, 342: 311–318
- Bernes C., Carpenter S. R., Gårdmark A., Larsson P., Persson L., Skov C., van Donk E. 2013. What is the influence on water quality in temperate eutrophic lakes of a reduction of planktivorous and benthivorous fish? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 2: 9
- Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., Solimini A., Van de Bund W., Zampoukas N., Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31–41
- Borcard D., Legendre P., Drapeau P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73, 3: 1045–1055
- Brauns M., Garcia X.F., Walz N., Pusch M.T. 2007. Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology*, 44, 6: 1138–1144
- Brauns M., Garcia X.F., Pusch, M.T. 2008. Potential effects of water-level fluctuations on littoral invertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia*, 613, 1: 5–12
- Breukelaar A.W., Lammens E., Breteler J., Tatrai I. 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll-a. *Freshwater Biology*, 32, 1: 113–121
- Brodersen K.P., Dall P.C., Lindegaard C. 1998. The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: Macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater Biology*, 39, 3: 577–592
- Brönmark C., Weisner S.E.B. 1992. Indirect effects of fish community structure on submerged vegetation in shallow, eutrophic lakes: An alternative mechanism. *Hydrobiologia*, 243, 1: 293–301
- Brönmark C., Hansson L.A. 2005. *The Biology and Lakes and Ponds*. 2<sup>nd</sup> ed. Oxford, Oxford University Press: 305 str.

- Brown C.J., Saunders M.I., Possingham H.P., Richardson A.J. 2013. Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems. *PLoS ONE*, 8, 6: e65765. doi:10.1371/journal.pone.0065765: 10 str.
- Bryce S.A., Larsen D.P., Hughers M.R., Kaufmann P.R. 1999. Assessing relative risks to aquatic ecosystems: A mid-Appalachian case study. *Journal of the American Water Research Association*, 35, 1: 23–36
- Buck O., Niyogi D.K., Townsend C.R. 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, 130, 2: 287–299
- Burgis M.J., Morris P. 2007. *The World of Lakes: Lakes of the World*. University of Michigan, The Freshwater Biological Association Special Publication: 281 str.
- Campbell N.A., Reece J.B., Urry L.A., Cain M.L., Wasserman S.A., Minorsky P.V., Jackson R.B. 2008. *Biology*. 8<sup>th</sup> ed. New York, Pearson Benjamin Cummings: 1393 str.
- Carlson, R.E. 1984. The trophic state concept: a lake management perspective. In: *Lake and Reservoir Management: Proceedings of the Third Annual Conference of the North American Lake Management Society*. Kent, U.S. Environmental Protection Agency: 427–430
- Carlson R.E., Simpson J. 1996. *A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods*. Madison, Wisconsin, North American Lake Management Society: 96 str.
- Carpenter S.R., Lodge D.M. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26, 3: 341 – 370
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, 3: 559–568
- Carvalho L., Moss B. 1995. The current status of a sample of English Sites of special Scientific Interest subject to eutrophication. *Aquatic conservation Marine and Freshwater ecosystems*, 5, 3: 191–204
- Charlton M.N. 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: Discussion of Productivity and morphometry effects. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 1531–1539

- Cheruvilil K.S., Soranno P.A., Webster K.E., Bremigan M.T. 2013. Multi-scaled drivers of ecosystem state: Quantifying the importance of the regional spatial scale. *Ecological Applications*, 23, 7: 1603–1618
- Christensen M.R., Graham M.D., Vinebrooke R.D., Findlay D.L., Paterson M.J., Turner M. A. 2006. Multiple anthropogenic stressors cause ecological surprises in boreal lakes. *Global Change Biology*, 12, 12: 2316–2322
- Clements W.H., Carlisle D.M., Lazorchak J.M., Johnson P.C. 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications*, 10, 2: 626–638
- Cole J.J., Pace M.L., Carpenter S.R., Kitchell J.F. 2000. Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulation. *Limnology and Oceanography*, 45, 8: 1718–1730
- Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003. Towards a Guidance Document on Eutrophication Assessment in the context of European water policies. 2009. Interim document: 136 str.  
[https://circabc.europa.eu/sd/a/9060bdb4-8b66-439e-a9b0-a5cfd8db2217/Guidance\\_document\\_23\\_Eutrophication.pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/9060bdb4-8b66-439e-a9b0-a5cfd8db2217/Guidance_document_23_Eutrophication.pdf) (18. mar. 2016)
- Connell J.H., Hughes T.P., Wallace C.C. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecological Monographs*, 67, 4: 461–488
- Corine Land Cover 2006. Eionet. European Topic Centre for Spatial information and Analysis.  
<http://sia.eionet.europa.eu/CLC2006> (25. feb. 2013)
- Correll D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality*, 27: 261–266
- Crawford S., Muir A. 2008. Global introductions of salmon and trout in the genus *Oncorhynchus*: 1870–2007. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18, 3: 313–344
- Cuffney T.F., Zappia H., Giddings E. M., Coles J.F. 2005. Effects of urbanization on benthic macroinvertebrate assemblages in contrasting environmental settings: Boston, Massachusetts; Birmingham, Alabama; and Salt Lake City, Utah. *American Fisheries Society Symposium*, 47: 361–407

- Cuffney T. F., McMahon G., Kashuba R., May J. T., Waite I. R. 2010. Responses of Benthic Macroinvertebrates to Urbanization in Nine Metropolitan Areas. *Ecological Applications*, 20, 5: 1384–1401
- Curtis J., Morgenroth E. 2014. Estimating the effects of land-use and catchment characteristics on lake water quality: Irish lakes 2004-2009. *Journal of the Statistical and Social Inquiry Society of Ireland*, 42: 64–80
- Czachorowski S. 1993. Distribution of Trichoptera larvae in vertical profile of lakes. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 40, 2: 139–163
- Čiamporová-Zaťovičová Z., Hamerlík L., Šporka F., Bitušík P. 2010. Littoral benthic macroinvertebrates of alpine lakes (Tatra Mts) along an altitudinal gradient: A basis for climate change assessment. *Hydrobiologia*, 648, 1: 19–34
- De Backer S., Van Onsem S., Triest L. 2010. Influence of submerged vegetation and fish abundance on water clarity in peri-urban eutrophic ponds. *Hydrobiologia*, 656, 1: 255–267
- De Backer S., Teissier S., Triest L. 2012. Stabilizing the clear-water state in eutrophic ponds after biomanipulation: Submerged vegetation versus fish recolonization. *Hydrobiologia*, 689, 1: 161–176
- Delong M.D., Brusven M.A. 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*, 22, 3: 445–457
- De Nie H.W. 1987. The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations. *EIFAC/CECPI*, 19: 25 str.
- Desgranges J.L., Ingram J., Drolet B., Morin J., Savage C., Borcard D. 2006. Modelling wetland bird response to water level changes in the Lake Ontario - St. Lawrence River hydrosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, 113, 1: 329–365
- Diehl S. 1992. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology*, 73, 5: 1646–1661
- Diehl S. 1995. Direct and indirect effects of omnivory in a littoral lake community. *Ecology*, 76, 6: 1727–1740



- Diehl S., Kornijów R. 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. V: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Jeppesen E., Søndergaard M., Søndergaard M., Christoffersen K., (eds.). New York, Springer: 24–46
- Dillon P.J., Rigler F.H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationships in lakes. *Limnology and Oceanography*, 19, 5: 767-773
- Dodson S.A., Newman L., Will-Wolf S., Alexander M.L., Woodford M.P., Van Egeren S. 2007. The relationship between zooplankton community structure and lake characteristics in temperate lakes (Northern Wisconsin, USA). *Journal of Plankton Research*, 31, 1: 93–100
- Donald D.B., Vinebrooke R.D., Anderson R.S., Syrgiannis J., Graham M.D. 2001. Recovery of zooplankton assemblages in mountain lakes from the effects of introduced sport fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 9: 1822–1830
- Donohue I., Irvine K. 2003. Effects of sediment particle size composition on survivorship of benthic invertebrates from Lake Tanganyika, Africa. *Archiv für Hydrobiologie*, 157, 1: 131–144
- Donohue I., Molinos G.J. 2009. Impacts of increased sediment loads on the ecology of lakes. *Biological Reviews*, 84, 4: 517–531
- Donohue I., Donohue L.A., Ainín B.N., Irvine K. 2009a. Assessment of eutrophication pressure on lakes using littoral invertebrates. *Hydrobiologia*, 633, 1: 105–122
- Donohue I., Jackson A.L., Pusch M., Irvine K. 2009b. Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology*, 90, 12: 3470–3477
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81, 2: 163–182
- Dufrene M., Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 3: 345–366
- Dußling U., Berg R., Klinger H., Wolter C. 2004. Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie*, 12, 4: 84

- Eby L.A., Roach W.J., Crowder L.B., Stanford J.A. 2006. Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 10: 576–584
- Edwards M.S. 2004. Estimating scale-dependency in disturbance impacts: El Niños and giant kelp forests in the northeast Pacific. *Oecologia*, 138: 436–447
- Elser J. J., Chrzanowski T.H., Sterner R.W., Mills K. H. 1998. Stoichiometric constraints on food-web dynamics: a whole-lake experiment on the Canadian shield. *Ecosystems*, 1, 1: 120–136
- EPA 2006. Estimation and Application of Macroinvertebrate Tolerance Values. National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC 20460: 80 str.
- European waters - assessment of status and pressures. 2012. (EEA Report, 8/2012). Copenhagen, European Environmental Agency: 96 str.  
<http://www.eea.europa.eu/publications/european-waters-assessment-2012>  
(18. mar. 2016)
- Falconer I.R. 1999. An Overview of Problems Caused by Toxic Blue – Green Algae (Cyanobacteria) in Drinking and Recreational Water. *Environmental Toxicology*, 14, 1: 5–12
- Feld C.K., Hering D. 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*, 52, 7: 1380–1399
- Fergus C.E., Soranno P.A., Spence Cheruvilil K., Bremigan M.T. 2011. Multiscale landscape and wetland drivers of lake total phosphorus and water color. *Limnology and Oceanography*, 56, 6: 2127–2146
- Folt C.L., Chen C.Y., Moore M.V., Burnaford J. 1999. Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnology and Oceanography*, 44, 3: 864–877
- Forbes S.A. 1887. The lake as a microcosm. Early classics in biogeography distribution and diversity studies. *Bulletion of the Scientific Association (Peoria, IL)*: 77–87
- Fortino K., Whalen S.C., Johnson C.R. 2014. Relationships between lake transparency, thermocline depth, and sediment oxygen demand in Arctic lakes. *Inland Waters*, 4, 1: 79–90

- Fraterrigo J.M., Downing J.A. 2008. The influence of land use on lake nutrients varies with watershed transport capacity. *Ecosystems*, 11, 7: 1021–1034
- Friberg N., Lindstrøm M., Kronvang B., Larsen S.E. 2003. Macroinvertebrate/sediment relationships along a pesticide gradient in danish streams. *Hydrobiologia*, 494: 103–110
- Friberg N. 2014. Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1, 6: 513–53
- Friedman M. 1937. The Use of Ranks to Avoid the Assumption of Normality Implicit in the Analysis of Variance. *Journal of the American Statistical Association*, 32, 200: 675–701
- Friedman M. 1939. A Correction: The Use of Ranks to Avoid the Assumption of Normality Implicit in the Analysis of Variance. *Journal of the American Statistical Association*, 34: 109–109
- Gabel F., Garcia X.F., Schnauder I., Pusch M.T. 2012. Effects of ship-induced waves on littoral benthic invertebrates. *Freshwater Biology*, 57, 12: 2425–2435
- Gasith A. 1991. Can littoral resources influence ecosystem processes in large deep lakes? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 1073–1076
- Gauch G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge, Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge University Press: 312 str.
- Geraldes A.M., Boavida M.J. 2003. Distinct age and landscape influence on two reservoirs under the same climate. *Hydrobiologia*, 504, 1: 277–288
- Germ M. 2013. *Biologija vodnih rastli*. Učbenik. Ljubljana, samozal.: 72 str.
- Gibson G., Carlson R., Simpson J., Smeltzer E., Gerritson J., Chapra S., Heiskary S., Jones J., and Kennedy R. 2000. *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and Reservoirs*. Washington DC, US EPA: 231 str.
- Gido K.B., Schaefer J.F., Falke J.A. 2009. Convergence of fish communities from the littoral zone of reservoirs. *Freshwater Biology*, 54, 6: 1163–1177

- Gjerlov C., Hildrew A.G., Jones J. I. 2003. Mobility of stream invertebrates in relation to disturbance and refugia: A test of habitat templet theory. *The North American Benthological Society*, 22, 2: 207–223
- Gliwicz Z.M., Rowan M.G. 1984. Survival of *Cyclops abyssorum taticus* (Copepoda, Crustacea) in alpine lakes stocked with planktivorous fish. *Limnology and Oceanography*, 29, 6: 1290–1299
- Griffiths D. 2006. The direct contribution of fish to lake phosphorus cycles. *Ecology of Freshwater Fish*, 15, 1: 86–95
- Groffman P. M., Baron J. S., Blett T., Gold A.J., Goodman I., Gunderson L.H., Wiens J. 2006. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems*, 9, 1: 1–13
- Grossman G.D., Ratajczak R.E., Crawford M., Freeman M.C. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68, 3: 395–420
- Hairston N.G., Fussmann G.F. 2014. Lake Ecosystems. V: *Encyclopaedia of Life Sciences* (eds.), Chichester, John Wiley & Sons Ltd: 4 str.  
[http://biology.mcgill.ca/faculty/fussmann/articles/Hairston%26Fussmann\\_eLS\\_2014.pdf](http://biology.mcgill.ca/faculty/fussmann/articles/Hairston%26Fussmann_eLS_2014.pdf) (25. feb. 2016)
- Hake M., Dahlgren T., Ahlund M., Lindberg P., Eriksson M.O.G. 2005. The impact of water level fluctuation on the breeding success of the black-throated diver *Gavia arctica* in south-west Sweden. *Ornis Fennica*, 82: 1–12
- Hall R.I., Leavitt P.R., Quinlan R., Dixit A.S., Smol J.P. 1999. Effects of agriculture, urbanization, and climate on waterquality in the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 44, 3: 739–756
- Hallegraeff G.M. 1988. *Plankton: a microscopic world*. Bathurst, CSIRO in association with Brill Academic Publish: 112 str.
- Hämäläinen H., Luotonen H., Koskeniemi E., Liljaniemi P. 2003. Inter-annual variation in macroinvertebrate communities in a shallow forest lake in eastern Finland during 1990–2001. *Hydrobiologia*, 506, 1: 389–397
- Hancock P.J. 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management*, 29, 6: 763–781

- Hanson J.M., Leggett W.C. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39, 2: 257–263
- Hanson M.A., Herwig B.R., Zimmer K.D., Fieberg J., Vaughn S.R., Wright R.G., Younk J.A. 2012. Comparing Effects of Lake- and Watershed-Scale Influences on Communities of Aquatic Invertebrates in Shallow Lakes. *PLoS ONE*, 7, 9: e44644, doi:10.1371/journal.pone.0044644: 9 str.
- Helmus M. R., Sass G.G. 2008. The rapid effects of a whole-lake reduction of coarse woody debris on fish and benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 53, 7: 1423 – 1433
- Henley W.F., Patterson M.A., Neves R.J., Lemly A.D. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, 8, 2: 125–139
- Hering D., Feld C. K., Moog O., Ofenböck T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 1: 311–324
- Hillier A. 2007. Why Social Work Needs Mapping. *Journal of Social Work Education*, 43: 205–222
- Hinden H., Oertli B., Menetrey N., Sager L., Lachavanne J.B. 2005. Alpine pond biodiversity: What are the related environmental variables?. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 6: 613–624
- Hodkinson I.D., Jackson J.K. 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35, 5: 649–666
- Horak J. 2013. Effect of site level environmental variables, spatial autocorrelation and sampling intensity on arthropod communities in an ancient temperate lowland woodland area. *PLoS ONE*, 8, 12: e81541, doi: 10.1371/journal.pone.0081541: 7 str.
- Hosper S.H., Jagtman E. 1990. Biomanipulation additional to nutrient control for restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 200, 1: 523–534

- Hülsmann S., Mehner T. 1997. Predation by under- yearling perch (*Perca fluviatilis*) on a *Daphnia galeata* population in a short-term enclosure experiment. *Freshwater Biology*, 38, 1: 209–219
- Hutchinson G.E. 1961. The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, 95, 882: 137–145
- Hynes H.B.N. 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 19: 1–15
- IBM - IBM SPSS Statistics for Windows: version 21.0. 2012. Armonk, IBM Corporation
- Illies J. 1978. *Limnofauna Europaea*. 2<sup>nd</sup> ed. Stuttgart, New York, Gustav Fischer Verlag: 532 str.
- Irvine K., Donohue I. 2000. North South Shared Aquatic Resource (NS Share); A review of the use of the littoral invertebrate communities of lakes for ecological classification. [http://www.epa.ie/wfdstatus/LAKES/LK\\_Classification\\_Tool\\_for\\_Fish\\_in\\_Lakes\\_Plan\\_for\\_DevelopmentConceptual\\_Model\\_T1\\_A6-9\\_-\\_1-1.pdf](http://www.epa.ie/wfdstatus/LAKES/LK_Classification_Tool_for_Fish_in_Lakes_Plan_for_DevelopmentConceptual_Model_T1_A6-9_-_1-1.pdf) (18. mar. 2016)
- Jacquet S., Domaizon I., Anneville O. 2014. The need for ecological monitoring of freshwaters in a changing world: A case study of Lakes Annecy, Bourget, and Geneva. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 6: 3455–3476
- Jennings M.J., Bozek M.A., Hatzenbeler G.R., Emmons E.E., Staggs, M.D. 1999. Cumulative effects of incremental shoreline habitat modification on fish assemblages in north temperate lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 19, 1: 18–27
- Jeppesen E., Jensen J.P., Kristensen P., Søndergaard M., Mortensen E., Sortkjaer O., Olrik K. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 2: Threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200, 1: 219–227
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T., Landkildehus F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a nutrient gradient. *Freshwater Biology*, 45, 1: 201–219
- Jeppesen E., Sammalkorpi I. 2002. Lakes. V: *Handbook of Ecological Restoration*. Vol. 2. Perrow M., Dovy R. (eds.) *Restoration Practice*. Cambridge, Cambridge University Press: 297–324

- Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P., Lauridsen T. L. 2005a. Oceans and aquatic ecosystems: Shallow Lakes: Effects of Nutrient Loading and How to Remedy Eutrophication Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).  
<http://www.eolss.net/sample-chapters/c12/E1-06-02-01.pdf> (24. mar. 2016)
- Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P., Havens K.E., Anneville O., Carvalho L., Coveney M.F., Deneke R., Dokulil M.T., Foy B., Gerdeaux D., Hampton S.E., Hilt S., Kangur K., Köhler J., Lammens E.H.H.R., Lauridsen T.L., Manca M., Miracle M.R., Moss B., Nöges P., Persson G., Phillips G., Portielje R., Romo S., Schelske C.L., Straile D., Tatrai I., Willén E., Winder M. 2005b. Lake responses to reduced nutrient loading - An analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50, 10: 1747–1771
- Johnson R. K., Goedkoop W. 2002. Littoral macroinvertebrate communities: Spatial scale and ecological relationships. *Freshwater Biology*, 47, 10: 1840–1854
- Johnson R.K., Wiederholm T., Rosenberg D.M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. V: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Rosenberg D.M., Resh V.H. (eds). London, Chapman in Hall: 40–158
- Johnson L.B., Host G.E. 2010. Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 1: 41–66
- Jónasson P.M. 1972. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos*, 14: 1–148
- Jónasson P. M. 2004: Benthic invertebrates. V: *The lakes handbook, Volume 1*. O’Sullivan P.E., Reynolds C.S. (eds.). Oxford, Blackwell Publishing: 341–416
- Jurca T., Donohue L., Laketić D., Radulović S., Irvine K. 2012. Importance of the shoreline diversity features for littoral macroinvertebrate assemblages. *Fundamental and Applied Limnology*, 180, 2: 175–184
- Jusik S., Macioł A. 2014. The influence of hydromorphological modifications of the littoral zone in lakes on macrophytes. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 43, 1: 66–76
- Jyväsjarvi J. 2011. Environmental Drivers of Lake Profundal Macroinvertebrate Community Variation - Implications for Bioassessment. University of Jyväskylä: 52 str.

<https://jyx.jyu.fi/dspace/bitstream/handle/123456789/36587/9789513943660.pdf?sequence=1> (18. mar. 2016)

- Jyväsjarvi J., Nyblom J., Hämäläinen H. 2010. Palaeolimnological validation of estimated reference values for a lake profundal macroinvertebrate metric (Benthic Quality Index). *Journal of Paleolimnology*, 44, 1: 253–264
- Jyväsjarvi J., Aroviita J., Hämäläinen H. 2012. Performance of profundal macroinvertebrate assessment in boreal lakes depends on lake depth. *Fundamental and Applied Limnology*, 180, 2: 91–100
- Karlsson J., Byström P., Ask J., Ask P., Persson L., Jansson M. 2009. *Nature*, 460: 506–509
- Kasprzak P., Koschel R., Krienitz L., Gonsiorczyk T., Anwand K., Laude U., Mehner, T. 2003. Reduction of nutrient loading, planktivore removal and piscivore stocking as tools in water quality management: The Feldberger Haussee biomanipulation project. *Limnologica*, 33, 3: 190–204
- Kasprzak P., Koschel R., Krienitz L., Gonsiorczyk T., Anwand K., Laude U., Wysujack K., Brach H., Mehner T. 2003. Reduction of nutrient loading, planktivore removal and piscivore stocking as tools in water quality management: The Feldberger Haussee biomanipulation project. *Limnologica*, 33, 3: 190–204
- Kasprzak P., Schrenk-Bergt C., Koschel R., Krienitz L., Gonsiorczyk T., Wysujack K., Steinberg C. 2014. *Biologische Therapieverfahren (Biomanipulation)*. V: *Handbuch Angewandte Limnologie 10*. Steinberg C., Calmano W., Klapper H., Wilken R.D. 2<sup>nd</sup> ed. Landsberg, Ecomed: 20 str.
- Keatley B.E., Bennett E.M., Macdonald G.K., Taranu Z.E., Gregory I. 2011. Land-Use Legacies Are Important Determinants of Lake Eutrophication in the Anthropocene. *PLoS ONE*, 6, 1 : e15913, doi:10.1371/journal.pone.0015913: 7 str.
- Kerr S.J., Grant R.E. 2000. *Ecological Impacts of Fish Introductions: Evaluating the Risk*. Ontario, Ministry of Natural Resources : 473 str.
- Kihlman S., Kauppila T. 2012. Effects of mining on testate amoebae in a Finnish lake. *Journal of Paleolimnology*, 47, 1: 1–15



- Klaassen M., Nolet B. 2007. The role of herbivorous water birds in aquatic systems through interactions with aquatic macrophytes, with special reference to the Bewick's Swan-Fennel Pondweed system. *Hydrobiologia*, 584, 1: 205–213
- Knapp R.A., Matthews K.R., Sarnelle O. 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs*, 71, 3: 401–421
- Komárková J. 1998. Fish stock as a variable modifying trophic pattern of phytoplankton. *Hydrobiologia*, 369, 3: 139–152
- Koundouri P., Ker Rault P., Pergamalis V., Skianis V., Souliotis I. 2015. Development of an integrated methodology for the sustainable environmental and socio-economic management of river ecosystems. *Science of The Total Environment*, 540: 90–100
- Kovalenko K.E. , Brady V.J., Brown T.N., Ciborowski J.J., Danz N.P., Gathman J.P., Host G.E., Howve R.W., Johnson L.B., Niemi G.J., Reavie E.D. 2014. Congruence of community thresholds in response to anthropogenic stress in Great Lakes coastal wetlands. *Freshwater Science*, 33, 3: 958–971
- Lampert W., Sommer U. 2007. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams.*, 2<sup>nd</sup> ed. Oxford, Oxford University Press: 324 str.
- Langdon P.G., Ruiz Z., Brodersen K.P., Foster I.D.L. 2006. Assessing lake eutrophication using chironomids: understanding the nature of community response in different lake types. *Freshwater Biology*, 51, 3: 562–577
- Lange K., Townsend C.R., Matthaei C.D. 2014. Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? *Freshwater Biology*, 59, 12: 2431–2446
- Lee S.W., Hwang S.J., Lee S.B., Hwang H.S., Sung, H.C. 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 92, 2: 80–89
- Leppä M., Hämäläinen H., Karjalainen J. 2003. The response of benthic macroinvertebrates to whole-lake biomanipulation. *Hydrobiologia*, 498, 1: 97–105
- Li L., Zheng B., Lusan L. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 1510–1524

- Liboriussen L., Jeppesen E., Bramm M.E., Lassen M.F. 2005. Periphyton-macroinvertebrate interactions in light and fish manipulated enclosures in a clear and a turbid shallow lake. *Aquatic Ecology*, 39, 1: 23–39
- Likens G. 2010. *Lake Ecosystem Ecology. A Global Perspective. Lake Ecosystem Ecology* 1<sup>st</sup> ed., San Diego, Academic Press: 480 str.
- Liu W., Zhang Q., Liu G. 2010. Lake eutrophication associated with geographic location, lake morphology and climate in China. *Hydrobiologia*, 644, 1: 289–299
- Longing S.D., Voshell J.R., Dolloff C.A., Roghair C.N. 2010. Relationships of sedimentation and benthic macroinvertebrate assemblages in headwater streams using systematic longitudinal sampling at the reach scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 161, 1: 517–530
- Lorenz A.W., Feld C.K. 2012. Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. *Hydrobiologia*, 704, 1: 489–501
- Lotze, H.K. 2010. Historical reconstruction of human-induced changes in U.S. estuaries. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, 48: 265–336
- Lucas M.C., Baras E. 2001. *Migration of freshwater fishes*. Oxford, Blackwell Science: 440 str.
- Ludsin S. A., Höök T.O. 2012. Interactive Effects of Nutrient Inputs and Climate Change on the Lake Erie Fish Community : 1–49 str.  
[http://www.ijc.org/files/tinymce/uploaded/Fish-Climate-Nutrients\\_Impacts.pdf](http://www.ijc.org/files/tinymce/uploaded/Fish-Climate-Nutrients_Impacts.pdf)  
(18. mar. 2016)
- Madsen T.V., Breinholt M. 1995. Effects of Air Contact on Growth, Inorganic Carbon Sources, and Nitrogen Uptake by an Amphibious Freshwater Macrophyte. *Plant Physiology*, 107, 1: 149–154
- Magnuson J.J., Kratz T.K., Benson B.J. 2006. *Long-term Dynamics of Lakes in the Landscape: Long-term Ecological Research on North Temperate Lakes*. Oxford, Oxford University Press: 400 str.
- Mazzoni A.C., Lanzer R., Schafer A. 2014. Tolerance of benthic macroinvertebrates to organic enrichment in highland streams of northeastern Rio Grande do Sul , Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26, 2: 119–128

- McCune B., Grace J.B. 2002. Analysis of ecological communities. V: MjM Software Design. Glendon Beach, Oregon: 304 str.
- McDonald J.H. 2014. Handbook of Biological Statistics. 3<sup>rd</sup> ed. Baltimore, Maryland, Sparky House Publishing: 305 str.
- McGoff E., Sandin L. 2012. Catchment land-use effects on littoral macroinvertebrates in response to local habitat structure and trophic state. *Fundamental and Applied Limnology*, 180, 2: 111–121
- McGoff E., Solimini, A.G., Pusch, M.T., Jurca, T., Sandin, L., 2013. Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology*, 50, 4: 1010–1018
- Mehner T., Arlinghaus R., Berg S., Dörner H., Jacobsen L., Kasprzak P., Koschel R., Schulze T., Skov C., Wolter C., Wysujack K. 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: A step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*, 11, 3: 261–275
- Mehner T., Holmgren K., Lauridsen T.L., Jeppesen E., Diekmann M. 2007. Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European “Central Plains” ecoregion. *Freshwater Biology*, 52, 11: 2285–2297
- Meijer M.L., Houser H. 1997. Effects of biomanipulation in the large and shallow Lake Wolderwijd, the Netherlands. *Hydrobiologia*, 342: 335–349
- Menge B.A., Olson A.M. 1990. Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. *Trends in Ecology and Evolution*, 5, 2: 52–57
- Menge B.A., Olson A.M., Dahlhoff E.P. 2002. Environmental Stress, Bottom-up Effects, and Community Dynamics: Integrating Molecular-Physiological and Ecological Approaches. *Integrative and Comparative Biology*, 42, 2: 892–908
- Metodologija vzorčenja in laboratorijske obdelave vzorcev za vrednotenje ekološkega stanja jezer z bentoškimi nevretenčarji. 2009. Ljubljana, Ministrstvo za okolje in prostor: 32 str.  
[http://www.mop.gov.si/fileadmin/mop.gov.si/pageuploads/podrocja/voda/ekolosko\\_stanje/metod\\_vzorc\\_lab\\_obd\\_vzorcev\\_vredn\\_ekoloskega\\_st\\_jezer\\_bentoskimi\\_nevretencarji.pdf](http://www.mop.gov.si/fileadmin/mop.gov.si/pageuploads/podrocja/voda/ekolosko_stanje/metod_vzorc_lab_obd_vzorcev_vredn_ekoloskega_st_jezer_bentoskimi_nevretencarji.pdf) (18. mar. 2016)

- Meyer W.B., Turner B.L. 1994. *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge, Cambridge University Press: 537 str.
- Miettinen J.O., Kukkonen M., Simola H. 2005. Hindcasting baseline values for water colour and total phosphorus concentration in lakes using sedimentary diatoms - Implications for lake typology in Finland. *Boreal Environmental Research*, 10: 31–43
- Miler O., Porst G., Mcgoff E., Pilotto F., Donohue L., Jurca T., Solimini A., Sandin L., Irvine K., Aroviita J., Clarke R., Pusch M.T. 2014. An index of human alteration of lake shore morphology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25, 3: 353–364
- Miller G.T. 2006. *Living in the Environment: Principles, Connections and Solutions*, Cengage Learning, 15th ed., Boston, Brooks Cole: 784 str.
- Miserendino M.L. 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid Patagonian river. *Biodiversity and Conservation*, 18, 7: 1921–1943
- Morales-Baquero R., Carrillo P., Reche I., Sánchez-Castillo P. 1999. Nitrogen–phosphorus relationship in high mountain lakes: effects of the size of catchment basins. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 56, 2: 1809–1817
- Morgan D.K., Hicks B.J. 2013. A metabolic theory of ecology applied to temperature and mass dependence of N and P excretion by common carp. *Hydrobiologia*, 705, 1: 135–145
- Morrice J.A., Danz N.P., Regal R.R., Kelly J.R., Niemi G.J., Reavie E.D., Hollenhorst T., Axler R. P., Trebitz A.S., Cotter A.M., Peterson G.S. 2008. Human influences on water quality in Great Lakes coastal wetlands. *Environmental Management*, 41, 3: 347–357
- Moss B., McGowan S., Carvalho L. 1994. Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom up mechanisms in a group of English lakes, the West Midland Meres. *Limnology and Oceanography*, 39, 5: 1020–1029
- Moss B., Carvalho L., Lewes J. 2002. The lake at Llandrindod Wells – a restoration comedy? *Aquat Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12, 2: 229–245
- Moss, B., Stephen D., Alvarez C., Becares E., Van De Bund W., Collings S.E., Van Donk E., De Eyto E., Feldmann T., Fernández-Aláez C., Fernández-Aláez M., Franken R.J.M., García-Criado F., Gross E.M., Gyllström M., Hansson L.A., Irvine K., Järvalt

- A., Jensen J.P., Jeppesen E., Kairesalo T., Kornijów R., Krause T., Künnap H., Laas A., Lill E., Lorens B., Luup H., Miracle M.R., Nõges P., Nõges T., Nykänen M., Ott I., Peczula W., Peeters E.T.H.M., Phillips G., Romo S., Russell V., Salujõe J., Scheffer M., Siewertsen K., Smal H., Tesch C., Timm H., Tuvikene L., Tonno I., Virro T., Vicente E., Wilson D. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes - A tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquat Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 6: 507–549
- Müller B., Lotter A.F., Sturm M., Ammann A. 1998. Influence of catchment quality and altitude on the water and sediment composition of 68 small lakes in Central Europe. *Aquatic Sciences*, 60, 4: 316–337
- Nasmith L.E., Tonn W.M., Paszkowski C.A., Scrimgeour G.J. 2011. Effects of stocked trout on native fish communities in boreal foothills lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 19, 2: 279–289
- Naumann E. 1919. Några synpunkter angående limnoplanktons ökologi med särskild hänsyn till fytoplankton. (English translation by the Freshwater Biological Association). *Svensk Botanisk Tidskrift*, 13: 129–163
- Neumann M., Dudgeon D. 2002. The impact of agricultural runoff on stream benthos in Hong Kong, China. *Water Research*, 36, 12: 3103–3109
- Niyogi D.K., Simon K.S., Townsend C.R. 2003. Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development in New Zealand. *Freshwater Biology*, 48, 9: 1698–708
- Niyogi D.K., Koren M., Arbuckle C.J., Townsend C.R. 2007. Stream communities along a catchment land-use gradient: Subsidy-stress responses to pastoral development. *Environmental Management*, 39, 2: 213–225
- Nõges P., Bund W., Cardoso A.C., Heiskanen A.S. 2007. Impact of climatic variability on parameters used in typology and ecological quality assessment of surface waters—implications on the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 584: 373–379
- Nõges P., Bund W., Cardoso A. C., Solimini A. G., Heiskanen A.S. 2009. Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia*, 633, 1: 197–211

- Norton S.B., Cormier S.M., Smith M., Jones, R.C. 2000. Can biological assessments discriminate among type of stress? A case study for the eastern cornbelt plains ecoregion. *Environment Toxicology Chemistry*, 19, 4: 1113–1119
- Novak S. 2014. Gajševsko jezero: diplomska seminarska naloga. (Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta. Oddelek za geografijo). Maribor, samozal.: 42 str.
- Obertegger U., Flaim G., Braioni M.G., Sommaruga R., Corradini F., Borsato A. 2007. Water residence time as a driving force of zooplankton structure and succession. *Aquatic Sciences*, 69, 4: 575–583
- Ocena stanja jezer v Sloveniji v letu 2014. Ministrstvo za okolje in prostor, Agencija Republike Slovenija za okolje, urad za hidrologijo in stanje okolja. Remec-Rekar Š., 2015 : 25str.  
[http://www.arso.gov.si/vode/jezera/Poro%C4%8Dilo%20JEZERA%20\\_2014\\_za%20sp%20let.pdf](http://www.arso.gov.si/vode/jezera/Poro%C4%8Dilo%20JEZERA%20_2014_za%20sp%20let.pdf) (12. mar. 2016)
- Olden J.D., Jackson D.A., Peres-Neto P.R. 2001. Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecologia*, 127: 572–585
- Ormerod S.J., Dobson M., Hildrew A.G., Townsend C.R. 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 1: 1–4
- Osborne P.L. 2012. *Tropical Ecosystems and Ecological Concepts*. 2<sup>nd</sup> ed. International Center for Tropical Ecology. London, Cambridge University Press: 536 str.
- Pahl-Wostl C., Mostert E., Tàbara. 2008. The growing importance of social learning in water resources management and sustainability science. *Ecology and Society*, 13, 1: 24
- Palmer M.A., Hakenkamp C.C., Nelsonbaker K. 1997. Ecological heterogeneity in streams: why variance matters. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 1: 189–202
- Parker B.R., Schindler D.W. 2006. Cascading trophic interactions in an oligotrophic species-poor alpine lake. *Ecosystems*, 9, 2: 157–166
- Parkos J.J., Santucci V.J., Wahl D.H. 2003. Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 2: 182–192

- Pätzig M., Grüneberg B.; Brauns M. 2015. Water depth but not season mediates the effects of human lakeshore modification on littoral macroinvertebrates in a large lowland lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 186, 4: 312–321
- Paul A., Schindler D., Hardie A., Leavitt P. 1995. Direct and indirect effects of predation by a calanoid copepod (subgenus: *Hesperodiaptomus*) and of nutrients in a fishless alpine lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 12: 2628–2638
- Paul M.J., Meyer J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333–365
- Pavlin M. 2012. Povezava med spremenljivkami evtrofikacije in združbo nevretenčarjev v celinskih vodah Slovenije: doktorska disertacija. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo). Ljubljana, samozal.: 156 str.
- Pavlin M., Birk S., Hering D., Urbanič G. 2011. The role of land use, nutrients, and other stressors in shaping benthic invertebrate assemblages in Slovenian rivers. *Hydrobiologia*, 678, 1: 137–153
- Peeters E.T.H.M., Gylstra R., Vos J.H. 2004. Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables. *Hydrobiologia*, 519, 1: 103–115
- Peretyatko A., Symoens J.J., Triest L. 2007. Impact of macrophytes on phytoplankton in eutrophic peri-urban ponds, implications for pond management and restoration. *Belgian Journal of Botany*, 140, 1: 83–99
- Petek F. 2004. Land use in Slovenia. V: *A Geographical Overview*. Urbanc M., Slovenia. Ljubljana, ZRC SAZU: 105–108  
<http://www.zrc-sazu.si/zgds/glasgow/19.pdf> (13. feb. 2016)
- Peterlin M., Urbanič G. 2010. Hidromorfološki elementi kakovosti za opis ekološkega stanja jezer: struktura in stanje obrežnega pasu: poročilo o delu Inštituta za vode Republike Slovenije za leto 2010. Ljubljana, Inštitut za vode Republike Slovenije: 34 str.
- Peterlin M., Urbanič G. 2013. A Lakeshore Modification Index and its association with benthic invertebrates in alpine lakes. *Ecohydrology*, 6, 2: 297–311

- Petkovska V., Urbanič G. 2015. The links between morphological parameters and benthic invertebrate assemblages, and general implications for hydromorphological river management. *Ecohydrology*, 8, 1: 67–82
- Pilotto F., Free G., Cardoso A.C., Wolfram G., Solimini A.G. 2012. Spatial variance of profundal and sublittoral invertebrate benthic communities in response to eutrophication and morphological pressures. *Fundamental and Applied Limnology*, 180, 2: 101–110
- Pilotto F., Bazzanti M., Vito V. Di, Frosali D., Mastrantuono L., Pusch M.T., Sena F., Solimini A.G., Pilotto F., Bazzanti M., Vito V. Di, Frosali D. 2015. Relative impacts of morphological alteration to shorelines and eutrophication on littoral macroinvertebrates in Mediterranean lakes. *Freshwater Science*, 34, 2: 410–422
- Poff N.L. 1997. Landscapes filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391–409
- Poikane S., Alves M.H., Argillier C., Van Den Berg M., Buzzi F., Hoehn E., De Hoyos C., Karotki I., Laplace-Treyture C., Solheim A.L., Ortiz-Casas J., Ott I., Phillips G., Pilke A., Pádua J., Remec-Rekar S., Riedmüller U., Schaumburg J., Serrano M.L., Soszka H., Tierney D., Urbanič, G., Wolfram G. 2010. Defining chlorophyll-a reference conditions in European Lakes. *Environmental Management*, 45, 6: 1286–1298
- Poos M.S., Jackson D.A. 2012. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: The impact of methodological choices. *Ecological Indicators*, 18: 82–90
- Pope K.L., Hannelly E.C. 2013. Response of benthic macroinvertebrates to whole-lake, non-native fish treatments in mid-elevation lakes of the Trinity Alps, California. *Hydrobiologia*, 714, 1: 201–215
- Porst G., Bader S., Münch E., Pusch M. 2012. Sampling approaches for the assessment of shoreline development based on littoral macroinvertebrates: the case of Lake Werbellin, Germany. *Fundamental and Applied Limnology Volume*, 180, 2: 123–131
- Povž M. 2014. Izhodišče za pripravo kriterijev in metodologije vrednotenja bioloških obremenitev za celinske vode s področja ribiškega upravljanja, ribištva ribogojstva in tujerodnih vrst rib. Ljubljana, Zavod Umbra: 73 str.  
<http://www.dprs.si/datoteke/1425662574-IZHODISCEZAPRIPRAVOKRITERIJEVINMETODOLOGIJEVREDNOTENJA.pdf>  
(3. feb. 2016)



Pravilnik o monitoringu kemijskega stanja površinskih voda. 2002. Ur. l. RS št. 10/09

Pravilnik o monitoringu stanja površinskih voda. 2009. Ur. l. RS št. 10-0312/09

Program upravljanja rib v celinskih vodah Republike Slovenije za obdobje do leta 2012.  
Ljubljana, Vlada Republike Slovenije: 132 str.  
[http://www.mkgp.gov.si/fileadmin/mkgp.gov.si/pageuploads/podrocja/Ribistvo/Program\\_upravljanja\\_rib\\_v\\_celinskih\\_vodah\\_v\\_RS\\_za\\_obdobje\\_do\\_leta\\_2021.pdf](http://www.mkgp.gov.si/fileadmin/mkgp.gov.si/pageuploads/podrocja/Ribistvo/Program_upravljanja_rib_v_celinskih_vodah_v_RS_za_obdobje_do_leta_2021.pdf) (12. mar. 2016)

Pwtticrew E.L., Kalff J. 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 2: 2483–2489

Qin B.Q., Gao G., Zhu G. W., Zhang Y.L., Song Y.Z., Tang, X.M., Deng, J.M. 2013. Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, 58, 9: 961–970

R Development Core Team 2014. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.  
<http://www.R-project.org>. (2. feb. 2016)

Radomski P., Goeman T.J. 1995. The Homogenizing of Minnesota Lake Fish Assemblages. *Fisheries*, 20, 7: 20–23

Rahel F. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science*, 288: 854–856

Remec–Rekar Š. 2010. *Kakovost jezer v letu 2009*. Ljubljana, Ministrstvo za okolje in prostor: 35 str.  
[http://www.arso.gov.si/vode/jezera/PORORO%C4%8CULO%20JEZERA%202009\\_splet.pdf](http://www.arso.gov.si/vode/jezera/PORORO%C4%8CULO%20JEZERA%202009_splet.pdf) (21. sept. 2015)

Revilla M., Franco J., Bald J., Borja Á., Laza A., Seoane S., Valencia V. 2009. The assessment of the phytoplankton ecological status in the Basque coast (northern Spain) according to the European Water Framework Directive. *Journal of Sea Research*, 61, 1: 60–67

Robin J., Wezel A., Bornette G., Arthaud F., Angélibert S., Rosset V., Oertli B. 2014. Biodiversity in eutrophicated shallow lakes: Determination of tipping points and tools for monitoring. *Hydrobiologia*, 723, 1: 63–75

- Rogers B.P., Hall A.W. 2003. TEC Background Papers. Global Water Partnership, Stockholm Effective Water Governance, Water: 42 str.  
<http://www.gwp.org/Global/ToolBox/Publications/Background%20papers/07%20Effective%20Water%20Governance%20%282003%29%20English.pdf> (18. mar. 2016)
- Rosenberger E., Schleifer K.H. 2006. The prokaryotes: Vol. 2: Ecophysiology and Biochemistry. 3<sup>rd</sup> ed. New York, Springer and Bussines Media: 461 str.
- Rosenberger E.E., Hampton S.E., Fradkin S.C., Kennedy B.P. 2008. Effects of shoreline development on the nearshore environment in large deep oligotrophic lakes. *Freshwater Biology*, 53, 8: 1673–1691
- Roy A.H., Rosemond A.D., Paul M.J., Leigh D.S., Wallace J.B. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 48: 329–346
- Sandin L., Johnson R.K. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia*, 422, 2: 233–243
- Sandin L., Solimini A.G. 2009. Freshwater ecosystem structure-function relationships: From theory to application. *Freshwater Biology*, 54, 10: 2017–2024
- Sanyanga R.A., Hlanga L. 2004. Limnology of Zimbabwe. V: Limnology in Developing Countries. New Delhi, International Scientific Publications: 117–170
- Scavia D.G., Fahnenstiel L., Evans M.S., Jude D.J., Lehman J.T. 1986. Influence of salmonine predation and weather on long-term water quality trends in Lake Michigan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 435–443
- Scheffer M. 1998. Ecology of shallow lakes. London, Chapman & Hall: 357 str.
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B., Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8, 8: 275–279
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591–6
- Scheifhacken N., Fiek C., Rothhaupt K.O. 2007. Complex spatial and temporal patterns of littoral benthic communities interacting with water level fluctuations and wind exposure

- in the littoral zone of a large lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 169, 2: 115–129
- Schilling E.G., Loftin C.S., Huryn A.D. 2009. Macroinvertebrates as indicators of fish absence in naturally fishless lakes. *Freshwater Biology*, 54, 1: 181–202
- Schindler D.E., Kitchell J.F., He X., Carpenter R.C., Hodgson J.R., Cottinham K.L. 1993. Food web structure and phosphorus cycling in lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122, 5: 756–772
- Schindler D.E., Knapp R.A., Leavitt P.R. 2001. Alteration of nutrient cycles and algal production resulting from fish introductions into mountain lakes. *Ecosystems*, 4, 4: 308–321
- Schindler D.W. 2009. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. *Limnology and Oceanography*, 54: 2349–2358
- Schindler D.W., Parker B.R. 2002. Biological pollutants: alien fishes in mountain lakes. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 2, 2: 379–397
- Schmieder K., Schünemann B., Schröder H.G. 2004. Spatial patterns of surface sediment variables in the littoral zone of Lake Constance (Germany). *Archiv für Hydrobiologie - Hauptbände*, 161: 455–468
- Schindler D.W., Vallentyne J.R. 2008. *The Algal Bowl: Overfertilization of the World's Freshwaters and Estuaries*. Earthscan, London, Edmonton Canada, University of Alberta Press: 348 str.
- Schneck F., Schwarzbald A., Rodrigues S.C., Melo A.S. 2011. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. *Austral Ecology*, 36, 7: 839–848
- Shapiro J. 1990. Biomanipulation: the next phase – making it stable. *Hydrobiologia*, 200, 1: 13–27
- Sharitz R., Batzer D. 1999. An introduction to freshwater wetlands in North America and their invertebrate fauna. V: *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management*. Batzer D.P., Rader R.B., Wissinger S.A. 2<sup>nd</sup> ed. New York, Wiley: 1–22

- Sileika A. S., Gaigalis K., Kutra G., Smitiene A. 2005. Factors affecting N and P losses from small catchments (Lithuania). *Environmental Monitoring and Assessment*, 1, 3: 359–374
- Simon K.S., Townsend C.R. 2003. Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organization, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biology*, 48, 6: 982–994
- Sinkko H., Lukkari K., Sihvonen L.M., Sivonen K., Leivuori M., Rantanen M., Paulin L., Lyra C. 2013. Bacteria Contribute to Sediment Nutrient Release and Reflect Progressed Eutrophication-Driven Hypoxia in an Organic-Rich Continental Sea. *PLoS One*, 8, 6: e67061. doi:10.1371/journal.pone.0067061: 14 str.
- Sliva L., Williams D.D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research*, 35, 14: 3462–3472
- Smith I.R., Sinclair I.J. 1972. Deep water waves in lakes. *Freshwater Biology*, 2, 4: 387–399
- Smith P. 2001. Can fish determine the conservation value of shallow lakes in the UK? *British Wildlife Publishing*, 13, 3: 10–15
- Snyder C.D., Young, J.A., Villella R., Lemarie D.P. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology*, 18, 7: 647–664
- Solimini A.G., Ruggiero A., Bernardini V., Carchini G. 2003. Temporal pattern of macroinvertebrate diversity and production in a new man made shallow lake. *Hydrobiologia*, 506, 1: 373–379
- Solimini A.G., Free G., Donohue I., Irvine K., Pusch M., Rossaro B., Sandin L., Cardoso A.C. 2006. Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of Lakes Current Knowledge and Way Forward to Support WFD Implementation. *Environment EUR*: 48 str.
- Solimini A.G., Sandin L. 2012. The importance of spatial variation of benthic invertebrates for the ecological assessment of European lakes. *Fundamental and Applied Limnology*, 180, 2: 85–89
- Søndergaard M., Moss B. 1998. Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes (Chapter 6). *V: The Structuring Role of Submerged*

- Macrophytes in Lakes. Jeppesen E., Søndergaard M., Christoffersen K. (eds.). Ecological Studies, 131: 115–132
- Søndergaard M., Jeppesen E., Lauridsen T.L., Skov C., Van Nes E. H., Roijackers R., Portielje R. 2007. Lake restoration: Successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology*, 44, 6: 1095–1105
- Søndergaard M., Phillips G., Hellsten S., Kolada A., Ecke F., Mäemets H., Oggioni A. 2013. Maximum growing depth of submerged macrophytes in European lakes. *Hydrobiologia*, 704, 1: 165–177
- Soranno P.A., Cheruvilil K.S., Stevenson R.J., Rollins S.L., Holden S.W., Heaton S., Torng E. 2008. A framework for developing ecosystem-specific nutrient criteria: Integrating biological thresholds with predictive modeling. *Limnology and Oceanography*, 53, 2: 773–787
- Soranno P.A., Soranno P.A., Webster K.E., Webster K.E., Cheruvilil K.S., Cheruvilil K.S., Bremigan M.T., Bremigan M.T. 2009. The lake landscape-context framework: linking aquatic connections, terrestrial features and human effects at multiple spatial scales. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 30, 2: 695–700
- Soranno P.A., Cheruvilil K.S., Wagner T., Webster K.E., Bremigan M.T. 2015. Effects of Land Use on Lake Nutrients: The Importance of Scale, Hydrologic Connectivity, and Region. *PLoS One*, 10, 2: e0135454, doi:10.1371/journal.pone.0135454: 22 str.
- Specziár A., Rezsü E.T. 2009. Feeding guilds and food resource partitioning in a lake fish assemblage: An ontogenetic approach. *Journal of Fish Biology*, 75, 1: 247–267
- Stefanidis K., Papastergiadou E. 2012. Relationships between lake morphometry, water quality, and aquatic macrophytes, in greek lakes. *Fresenius Environmental Bulletin*, 21: 3018–3026
- Stendera S., Adrian R., Bonada N., Cañedo-Argüelles M., Hugueny B., Januschke K., Pletterbauer F., Hering D. 2012. Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: A review. *Hydrobiologia*, 696, 1: 1–28
- Stoffels R. J., Clarke K.R., Closs G.P. 2005. Spatial scale and benthic community organisation in the littoral zones of large oligotrophic lakes: potential for cross-scale interactions. *Freshwater Biology*, 50, 7: 1131–1145

- Svensson J.M., Bergman E., Andersson G. 1999. Impact of cyprinid reduction on the benthic macroinvertebrate community and implications for increased nitrogen retention. *Hydrobiologia*, 404: 99–112
- Šiling R., Urbanič G. v tisku. Do lake littoral benthic invertebrates respond differently to eutrophication, hydromorphological alteration, land use and fish stocking?. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*.
- Šterbenk E., Pavšek Z., Sayegh-Petkovšek S.A., Mazej Z., Kugonič N., Poličnik H., Pokorny B., Ramšak R., Rošer-Drev A., Mljač L., Bole M., Glinšek A., Mavec M., . Druks Gajšek P., Flis J., Kotnik K., Zorko V., Goltnik V., Vrhovšek D., Zupančič Justin M., Urana D. 2011. Šaleška jezera vodni vir in razvojni izziv, končno poročilo. Velenje, ERICO : 254 str.
- Tarman K. 2003. Pajkovci-Arachnida. V: Živalstvo Slovenije. Sket B. in sod. (ur.) Ljubljana, Tehniška založba Slovenije: 161–185
- Tate A.W., Hershey A.E. 2003. Selective feeding by larval dytiscids (Coleoptera:Dytiscidae) and effects of fish predation on upper littoral zone macroinvertebrate communities of arctic lakes. *Hydrobiologia*, 497, 1: 13–23
- Teixeira L. H., Attayde J. L. 2015. Synergistic effects between omnivorous filter-feeding fish and nutrient enrichment on algal biomass. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27, 2: 223–227
- Ter Braak C.J.F., Prentice I.C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances In Ecological Research*, 18: 271–317
- Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. 2012. *Canoco Reference Manual and User's Guide: Software for Ordination, Version 5.0*. USA, Microcomputer Power, Ithaca: 496 str.
- Thienemann A. 1918. Untersuchungen u ¨ber die beziehungen zwischen dem sauerstoffgehalt des wassers und der zusammensetzung der fauna norddeutscher seen. *Archiv fur Hydrobiologie*, 12: 1–65
- Thienemann A. 1921. Seetypen. *Naturwissenschaften*, 18: 1–3
- Tiberti R., von Hardenberg A., Bogliani G. 2014. Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes a case of study from the European Alps. *Hydrobiologia*, 724, 1:1–19

- Todgham A.E., Stillman J.H. 2013. Physiological responses to shifts in multiple environmental stressors: Relevance in a changing world. *Integrative and Comparative Biology*, 53, 4: 539–544
- Tolonen K. T., Hämäläinen H., Holopainen I. J., Karjalainen J., 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Archiv fur Hydrobiologie*, 152: 39–67
- Tolonen K. T., Hämäläinen H., Holopainen I. J., Mikkonen K., Karjalainen J. 2003. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia*, 499, 1: 179–190
- Tolonen K.T., Holopainen I.J., Hämäläinen H., Rahkola-Sorsa M., Ylöstalo P., Mikkonen K., Karjalainen J. 2005. Littoral species diversity and biomass: Concordance among organismal groups and the effects of environmental variables. *Biodiversity and Conservation*, 14, 4: 961–980
- Tong S.T.Y., Chen W. L. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 66, 4: 377–393
- Townsend C.R., Downes B.J., Peacock K., Arbuttle C.J. 2004. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. *Freshwater Biology*, 49, 4: 448–462
- Trial P.F., Gelwick F.P., Webb M.A. 2001. Effects of shoreline urbanization on littoral fish assemblages. *Journal of Lake and Reservoir Management*, 17, 2: 127–138
- Trigal C., Garcia-Criado F., Alaez C.F. 2007: Macroinvertebrate communities of mediterranean ponds (North Iberian Plateau): importance of natural and human-induced variability. *Freshwater Biology*, 52, 10: 2042–2055
- Tundisi J.G., Tundisi T.M., 2012. *Limnology*. CRC Press Taylor and Francis, Boca Raton, FL: 700 str.
- UL EU 2000. Direktiva Evropskega parlamenta in sveta 2000/60/ES z dne 23. oktobra 2000 o določitvi okvira za ukrepe Skupnosti na področju vodne politike. Uradni list evropskih skupnosti, L327(1): 275–346
- UNEP, 2006. *Challenges to International Waters – Regional Assessments in a Global*: 125 str. [http://www.unep.org/dewa/giwa/publications/finalreport/giwa\\_final\\_report.pdf](http://www.unep.org/dewa/giwa/publications/finalreport/giwa_final_report.pdf) (12. mar. 2016)

- Urbanič G. 2008. Redelineation of European inland water ecoregions in Slovenia. *Review of Hydrobiology*, 1: 17–25
- Urbanič G. 2014a. A Littoral Fauna Index for assessing the impact of lakeshore alterations in Alpine lakes. *Ecohydrology*, 7, 2: 703–716
- Urbanič G. 2014b. Hydromorphological degradation impact on benthic invertebrates in large rivers in Slovenia. *Hydrobiologia*, 729, 1: 191–207
- Urbanič G., Toman M. J. 2003. *Varstvo celinskih voda*. Ljubljana, Študentska založba: 94 str.
- Urbanič G., Smolar Žvanut N. 2005. *Kriteriji za izbor referenčnih mest*. Ljubljana, Inštitut za vode Republike Slovenije: 7 str.
- Urbanič G., Toman M.J. 2007. Influence of environmental variables on stream caddis larvae in three Slovenian ecoregions: Alps, Dinaric western Balkans and Pannonian lowland. *International Review of Hydrobiology*, 92, 4: 582–602
- Urbanič G., Tavzes B., Ambrožič Š. 2006. Vzorčenje bentoških nevretenčarjev v zgornjem litoralu jezer. V: Urbanič G., Tavzes B., Ambrožič Š., Pavlin M., Sever M. 2006. *Metodologija vzorčenja in laboratorijske obdelave bentoških nevretenčarjev v jezerih v skladu z zahtevami vodne direktive (Direktiva 2000/60/ES)*. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo): Ljubljana, samozal.: 6–21
- Urbanič G., Remec-Rekar Š., Kosi G., Germ M., Bricelj M., Podgornik S. 2007. Typology of lakes in Slovenia. *Natura Sloveniae*, 9: 5–13
- Urbanič G., Petkovska V. in Pavlin M., 2012. The relationship between littoral benthic invertebrates and lakeshore modification pressure in two alpine lakes. *Fundamental and Applied Limnology*, 180, 2: 157–173
- Urbanič G., Mohorko T., Peterlin M., Petkovska V., Štupnikar N., Remec-Rekar Š., Francé J., Eleršek T., Kosi G., Mavrič B., Orlando-Bonaca M., Bajt O., Mozetič P., Germ M., Pavlin Urbanič M., Podgornik S. 2013. *Uredba o stanju površinskih voda: priprava strokovnih podlag: poročilo o delu za leto 2013*. Ljubljana, Inštitut za vode Republike Slovenije: 63 str.
- Urbanič G., Petkovska V., Šiling R., Knehtl M., Dolinar N., Kuhar U., Remec Rekar Š., Rotar B., Sever M., Eleršek T., France J., Kosi G., Mavrič B., Orlando Bonaco M., Germ M., Gabersčik A., Podgornik S. 2015. *Tipologija umetnih in močno*



- preoblikovanih vodnih teles površinskih voda (Ur.l.RS 63/05, 26/06, 32/11) poročilo o realizaciji naloge I/1/18 Inštituta za vode Republike Slovenije. Ljubljana, Inštitut za vode Republike Slovenije: 94 str.
- Uredba o stanju površinskih voda. 2009. Uradni list RS, št. 14-0437/09
- Vadeboncoeur Y., Lodge D.M., Carpenter S.R. 2001: Whole-lake fertilization effects on distribution of primary production between benthic and pelagic habitats. *Ecology*, 82, 4: 1065–1077
- Vadeboncoeur Y., McIntyre P.B., Vander Zanden M. J. 2011. Borders of Biodiversity: Life at the Edge of the World's Large Lakes. *BioScience*, 61, 7: 526–537
- Van De Bund W.J., Van Donk E. 2002. Short-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: a synthesis of 15 years of data from Lake Zwemlust. *Freshwater Biology*, 47, 12: 2380–2387
- Van der Meulen, Suzanne Van Der, Linda Neubauer, Jos Brils, and Ilke Borowski. 2012. Towards Practical Implementation of the Ecosystem Services (ES) Concept in Transboundary Water Management. Delft: 29 str.  
<https://www.deltares.nl/app/uploads/2014/12/Towards-practical-implementation-of-the-ecosystem-services-ES-concept-in-transboundary-water-management.pdf> (2. feb. 2016)
- Vander Zanden M.J., Shuter B.J., Lester N., Rasmussen J.B. 1999. Patterns of Food Chain Length in Lakes: A Stable Isotope Study. *The American Naturalist*, 154, 4: 406–416
- Vanni M.J. 2002. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 341–370
- Vašek M., Prchalová M., Peterka J., Ketelaars H.A.M., Wagenvoort A.J., Čech M., Draščík V., Říha M., Jůza T., Kratochvíl M., Mrkvička T., Blabolil P., Boukal D.S., Duras J., Kubečka J. 2013. The utility of predatory fish in biomanipulation of deep reservoirs. *Ecological Engineering*, 52: 104–111
- Verdonschot P.F.M., Spears B.M., Feld C.K., Brucet S., Keizer-Vlek H., Borja A., Elliott M., Kernan M., Johnson R.K. 2013. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiologia*, 704, 1: 453–474
- Verdonschot R.C.M., Verdonschot P.F.M. 2014. Shading effects of free-floating plants on drainage-ditch invertebrates. *Limnology*, 15, 3: 225–235

- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277, 5325: 494–499
- Von Schiller D., Martí E., Riera J.L., Ribot M., Marks J.C., Sabater F. 2008. Influence of land use on stream ecosystem function in a Mediterranean catchment. *Freshwater Biology*, 53, 12: 2600–2612
- Wagenhoff A., Townsend C.R., Matthaei C.D. 2012. Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: A stream mesocosm experiment. *Journal of Applied Ecology*, 49, 4: 892–902.
- Walker I. 1998. Population dynamics of Chironomidae (Diptera) in the central Amazon blackwater river Tarumã-Mirim (Amazonas, Brazil). V: *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro. Nessimian J.L. Carvalho A.L., 2<sup>nd</sup> ed. Rio de Janeiro, Série Oecologia brasiliensis: 235–252
- Wang L., Seelbach P., Hughes R. 2006. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. *American Fisheries Society Symposium*, 48: 1–23
- Weatherhead M.A., James M.R. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 462, 1:115–129
- Wetzel R.G. 2001: *Limnology: Lake and river ecosystems*. 3<sup>rd</sup> ed. San Diego, Academic Press: 1006 str.
- White J., Irvine K. 2003. The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes. *Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 4: 331–351
- Wiens J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3: 385–97
- Williams A.E., Moss B. 2003. Effects of different fish species and biomass on plankton interactions in a shallow lake. *Hydrobiologia*, 491, 1: 331–346
- WISER 2009a. Report on the differences between cause-effect-recovery chains of different drivers within water categories. Verdonschot P., Angeler D., Borja A., Brucet S., Feld C.K., Gunn I., Johnson R., Kail J., Kernan M., Marzin A., May L., Meis S., Spears M.: 73 str.  
<http://www.wiser.eu/download/D6.4-2.pdf> (13. feb. 2016)

- WISER 2009b. The importance of invertebrate spatial and temporal variation for ecological status classification for European lakes. Solimini A., Bazzanti M., Mastrantuono L., Pilotto F., McGoff E., Sandin L., Porst G., Bader S., Munch E., Pusch M., Dunbar M., Clarke R. : 73 str.  
<http://www.wiser.eu/download/D3.3-2.pdf> (4. apr. 2016)
- Yang X., Wu X., Hao H., He Z. 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9, 3: 197–209
- Yuan L.L. 2004. Assigning macroinvertebrate tolerance classifications using generalised additive models. *Freshwater Biology*, 49, 5: 662–677
- Začasni načrt upravljanja voda. Opisni del-Poglavje V. Prikaz mreže in rezultatov monitoringa stanja voda. Ljubljana, 2007: 33 str.  
[http://www.mop.gov.si/fileadmin/mop.gov.si/pageuploads/podrocja/voda/zacasni\\_nuv/zacasni\\_NUV\\_V\\_poglavje.pdf](http://www.mop.gov.si/fileadmin/mop.gov.si/pageuploads/podrocja/voda/zacasni_nuv/zacasni_NUV_V_poglavje.pdf) (21. sept. 2015)
- Začasni načrt upravljanja voda. Opisni del-Poglavje VI. Ekonomsko vrednotenje rabe vode ali naplavin in varstva ter urejanja voda, 2007 Ljubljana  
[http://www.mko.gov.si/fileadmin/mko.gov.si/pageuploads/podrocja/voda/zacasni\\_nuv/zacasni\\_NUV\\_VI\\_poglavje.pdf](http://www.mko.gov.si/fileadmin/mko.gov.si/pageuploads/podrocja/voda/zacasni_nuv/zacasni_NUV_VI_poglavje.pdf) (21. sept. 2015)
- Zambrano L., Hinojosa D. 1999. Direct and indirect effects of carp (*Cyprinus carpio* L.) on macrophyte and benthic communities in experimental shallow ponds in central Mexico. *Hydrobiologia*, 408: 131–138
- Zambrano L., Perrow M.R., Sayer C.D., Tomlinson M.L., Davidson T. A. 2006. Relationships between fish feeding guild and trophic structure in English lowland shallow lakes subject to anthropogenic influence: Implications for lake restoration. *Aquatic Ecology*, 40, 3: 391–405
- Zelinka M., Marvan P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 389–407
- Zohary T., Ostrovsky I. 2011. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters*, 1, 1: 47–59

## ZAHVALA

*“People think they understand things because they become familiar with them. This is only superficial knowledge. It is the knowledge of the astronomer who knows the names of the stars, the botanist who knows the classification of the leaves and flowers, the artist who knows the aesthetics of green and red. This is not to know nature itself- the earth and sky, green and red. Astronomer, botanist, and artist have done no more than grasp impressions and interpret them, each within the vault of his own mind. The more involved they become with the activity of the intellect, the more they set themselves apart and the more difficult it becomes to live naturally.”*

— Masanobu Fukuoka, *The One-Straw Revolution*

Zahvaljujem se vsem članom komisije – dr. Mihaelu Tomanu, dr. Tonetu Novaku in dr. Zlatku Mihaljeviću – za pregled disertacije.

Posebej se zahvaljujem mentorju, dr. Gorazdu Urbaniču za strokovno krmarjenje in branje zemljevidov po tej kompleksni poti! Poleg predanega znanstvenega vodenja moje vseživljenjske šole in stalne spodbude mi je omogočil vpogled v plitve in globoke vode na najrazličnejše načine, kjer sem našla številne dragocene odgovore in uresničila tudi veliko svojih želja.

Zahvalo želim izreči vsem sodelavcem Inštituta za vode. Hvala za nudenje tehnične in strokovne pomoči, ter dragocen čas, ki ste si ga vzeli za sproščujoče pogovore. Milanu hvala za dobro voljo. Andreju B. hvala za pomoč in posluš. Hvala Vesni za strokovno svetovanje in dogodivščine na terenih. Hvala Mihu za kritično presojo izrečenih besed.

Zahvaljujem se vsem, ki ste del moje zgodbe: Nina, Daša, Maja M., Aleksander, Bojan, Mojca B., Marko, Patrick, Maja P.U., Urška B., Roman L,...

Hvala Mojci H., da me je razumela na različnih nivojih in me tudi »slišala«.

Matjažu Ž. se zahvaljujem za fizikalne in računalniške bližnjice s katerimi mi je velikokrat reševala časovno stisko.

Marc and his team: thank you for unforgettable experience! Not only that I've gained a lot of knowledge but also got opportunity to feel how it is to be normal, happy human being despite the science.

Thank you Tom, Girish, Andreas, Nathaniel and Kristian. Although we are many miles apart you guys gave me so much positivity and energy.

Zahvaljujem se Matjažu G. za prijateljsko spodbudo in pomoč ter Katji K. za dragoceno podporo v zaključnih fazah.

Hvala prijateljici Urški za dolgoletno podporo, polno vzponov in padcev. Zmeraj nama je nekako uspelo. Vsi mejniki mojega življenja ne bi bili tako pomembni, če te ne bi bilo ob meni.

Zahvaljujem se tudi Katji P., brez katere moj pogled na življenje definitivno ne bi bil tako optimističen.

Vsa leta mi ob strani stojite vi-moji! Hvala za domač »brlog«, v katerem sem zmeraj lahko izrazila svoje mnenje in prišla sproščat svojo prevečkrat preobremenjeno glavo. Zmeraj ste na prvem mestu (vedno in povsod).

Hvala Sofiya za vpogled v svet skozi otroške oči in izkazovanje nesebične ljubezni.

## PRILOGE

### Priloga A

Preglednica: Popisni list in kriteriji za izračun Modularnega Indeksa Spremenjenosti Obale – M-ISOi.

Table: Specification sheet for pressure ranking in Lake Modification Index (LMI) calculation.

Name / description

Photo no.

Assessment area code (i)

Severity	Littoral zone	1	2	3	4	5
	Water depth alteration (C <sub>i-water1</sub> )					
	Near-shore water depth alteration from natural conditions [m] Kank: C <sub>i-water1</sub>	0-0,25	>0,25–0,75	>0,75–1,0	1,0–5,0*	>5,0*
	Wooden structures (C <sub>i-wood1</sub> )					
n.a.	Trunks and branches present	>25%	0-25%			
n.a.	Trunks present (no branches)	>50%	0-50%			
n.a.	Branches present (no trunks)		>50%	0-50%		
n.a.	Built wooden structures or their remains			>50%	0-50%	
n.a.	No wooden structures, wood artificially removed Kank: C <sub>i-wood1</sub>					
	Substratum alteration (C <sub>i-subst1</sub> )					
n.a.	Prevailing natural substrate	100%				
A	Seasonal substratum shift (short term disturbance)	0-50%	>50 %			
D	Removal of rocks, stones	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
C	Filled or paved area, covered with natural materials (sand or stone)	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
D	Filled or paved area, covered with concrete slabs or solid concrete	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
B	Single removal of material (single dredging of ditches and canals)	0-50%	>50-75%	>75%		
D	Repeated removal of material (dredging for maintenance) Kank: C <sub>i-subst1</sub>	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
	Buildings and infrastructure construction (C <sub>i-build1</sub> )					
n.a.	Prevailing natural conditions	100%				
C	Construction of temporary stone structures (seasonal)	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
C	Wooden sheet piling and wooden shore fortification	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
E	Shore fortification due to land claim for urban areas (concrete walls, steel structures)	00	0	>0-25%	>25-50%	>50%
D	Simple stone piers	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
C	Wooden piers	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
E	Big piers on sandy or steel pilots with concrete or asphalt top surfaces	0	0	>0-25%	>25-50%	>50%

Severity	Littoral zone	1	2	3	4	5
D	Access to water via stone or concrete steps, bathing facilities, metal ladders	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
C	Sparse urban areas	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
E	Dense urban areas	0	0	>0-25%	>25-50%	>50%
	Rank: $C_{i\_build1}$					
	Zone use intensity ( $C_{i\_use1}$ )	Use 1	Use 2	Use 3	Use 4	Use 5
	Rank: $C_{i\_use1}$					

Littoral zone alteration score:

$$C_{i1} \frac{1}{4} C_{i\_water1} p C_{i\_wood1} p C_{i\_sub1} p C_{i\_build1} p C_{i\_use1}$$

Use 1: No additional activities Use 2: Occasional activities  
 Use 3: Intense seasonal activities  
 Use 4: Intense seasonal and/or moderate year-round activities Use 5: Intense year-round activities  
 For pressure severity classes, see Table V. n.a. – not applicable

Severity	Shoreline zone	1	2	3	4	5
	Substratum alteration or buildings and infrastructure construction ( $C_{i\_sbi2}$ )					
n.a.	Prevailing natural habitat – woods	100%				
n.a.	Prevailing natural habitat – shrubs- bushes		100%			
n.a.	Prevailing natural habitat – pastures			100%		
n.a.	Prevailing natural habitat – fields, mixed agricultural areas				100%	
D	Temporary stone structures (seasonal)	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
B	Filled or paved area with natural material (sand or stone)	0-50%	>50-75%	>75%		
B	Natural, with paths or trails for pedestrians, parks	0-50%	>50-75%	>75%		
C	Natural, with sandy paths for pedestrians and cyclists	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
C	Natural, with sandy driving roads	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
D	Natural, with asphalt traffic roads	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
D	Banked, partially asphalt paths for pedestrians or cyclists, roads for cars	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
C	Natural, with bathing facilities	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
D	Banked, with bathing facilities	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
E	Concrete, with bathing facilities	0	0	>0-25%	>25-50%	>50%
D	Manmade green surfaces, buildings, parts of tourist areas	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
E	Areas covered with asphalt or concrete, part of urban or industrial areas	0	0	>0-25%	>25-50%	>50%
	Rank: $C_{i\_sbi2}$					

Severity	Shoreline zone	1	2	3	4	5
	Zone use intensity ( $C_{i-use2}$ )	Use 1	Use 2	Use 3	Use 4	Use 5
	Rank: $C_{i-use2}$					

Shoreline zone alteration score:  $C_{i-2} = C_{i-sbi2} + C_{i-use2}$

Severity	Riparian zone	1	2	3	4	5
	Substratum alteration or buildings and infrastructure construction ( $C_{i-sbi3}$ )					
n.a.	Prevailing natural habitat – woods	100%				
n.a.	Prevailing natural habitat – shrubs- bushes		100%			
n.a.	Prevailing natural habitat - - pastures			100%		
n.a.	Prevailing natural habitat - fields, mixed agricultural areas				100%	
D	Construction of temporary stone structures	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
B	Covered with natural material (sand or stone)	0-50%	>50-75%	>75%		
B	Natural, with paths or trails for pedestrians, parks	0-50%	>50-75%	>75%		
C	Natural, with sandy paths for pedestrians and cyclists	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
C	Natural, with sandy driving roads	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
D	Natural, with asphalt traffic roads	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
D	Banked, partially asphalt paths for pedestrians or cyclists, roads for cars	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
C	Natural, with bathing facilities	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
D	Banked, with bathing facilities	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
E	Concrete, with bathing facilities	0	0	>0-25%	>25-50%	>50%
D	Manmade green surfaces, buildings, parts of tourist areas	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
E	Areas covered with asphalt or concrete, part of urban or industrial areas	0	0	>0-25%	>25-50%	>50%
	Rank: $C_{i-sbi3}$					
	Zone use intensity ( $C_{use3}$ )	Use 1	Use 2	Use 3	Use 4	Use 5
	Rank: $C_{i-use3}$					

Riparian zone alteration score:  $C_{i-3} = C_{i-sbi3} + C_{i-use3}$

Use 1: No additional activities Use 2: Occasional activities

Use 3: Intense seasonal activities

Use 4: Intense seasonal and/or moderate year-round activities Use 5: Intense year-round activities

For pressure severity classes, see Table V. n.a. – not applicable



Severity	Lakeshore region	1	2	3	4	5
	Substratum alteration or buildings and infrastructure construction (C <sub>i-sbi4</sub> )					
n.a.	Prevailing natural habitat – woods	100%				
n.a.	Prevailing natural habitat – shrubs -		100%			
n.a.	Prevailing natural habitat - - pastures			100%		
n.a.	Prevailing natural habitat -- fields, mixed agricultural areas				100%	
D	Construction of temporary stone structures	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
B	Covered with natural material (sand or stone)	0-50%	>50-75%	>75%		
B	Natural, with paths or trails for pedestrians, parks	0-50%	>50-75%	>75%		
C	Natural, with sandy paths for pedestrians and cyclists	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
C	Natural, with sandy driving roads	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
D	Natural, with asphalt traffic roads	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
D	Banked, partially asphalt paths for pedestrians or cyclists, roads for cars	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
C	Natural, with bathing facilities	0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%	
D	Banked, with bathing facilities	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
E	Concrete, with bathing facilities	0	0	>0-25%	>25-50%	>50%
D	Manmade green surfaces, buildings, parts of tourist areas	0	>0-25%	>25-50%	>50-75%	>75%
E	Areas covered with asphalt or concrete, part of urban or industrial areas	0	0	>0-25%	>25-50%	>50%
	Rank: C <sub>i-sbi4</sub>					
	Prevailing land use (C <sub>i-land4</sub> )					
n.a.	Urban areas, tourism					X
n.a.	Industry, transport					X
n.a.	Mines, dumps, building sites					X
n.a.	Manmade green non-agricultural areas				X	
n.a.	Fields				X	
n.a.	Permanent agricultural plantations				X	
n.a.	Mixed agricultural areas			X		
n.a.	Parks			X		
n.a.	Woods and semi-preserved natural areas	X				
	Rank: C <sub>i-land4</sub>					

Lakeshore region alteration score:  $C_{i\_4} = C_{i\_sbi4} + C_{i\_use4}$

Lake Morphology Index score for ith assessment section:

$LMI_i$  score  $\frac{1}{4} C_{i\_1} \cdot C_{i\_2} \cdot C_{i\_3} \cdot AW_3 \cdot C_{i\_4} \cdot AW_4$

For pressure severity classes, see Table V. n.a. – not applicable

For AW<sub>j</sub> see Table VII

## Priloga B

Preglednica. Vrednosti Friedmanovega testa in rezultatit post-hoc Wilcoxovega testa z vsoto rangov z indikatorskimi vrednostmi taksonov in tolerančnimi vrednostmi taksonov. Odebeljene vrednosti so statistično značilne ( $p < 0,005$ ).

Table. Table of Friedmans test values and results of post-hoc multiple comparison Wilcoxon signed rank tests with species scores and tolerance values. Bold values are statistical significant ( $p < 0,005$ ).

Gradient1-Gradient2	Rezultati indikatorskih vrednosti			Rezultati tolerančnih vrednosti		
	Test statistic (Z)	Std.Test Statistic	Adj.Sig. (p)	Test statistic (Z)	Std.Test Statistic	Adj.Sig (p)
Urbanizacija–Mezolital	-0,246	-1,008	1,000	<b>-2,183</b>	<b>-8,946</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Urbanizacija–Velikost prispevne površine	<b>-1,530</b>	<b>-6,270</b>	<b>&lt;0,0001</b>	0,171	0,699	1,000
Urbanizacija–Evtrofikacija	-0,300	-1,228	1,000	-0,452	-1,854	1,000
Urbanization–Velikost substrata	-0,149	-0,602	1,000	<b>-1,425</b>	<b>-5,839</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Urbanizacija–Amonij	-0,494	-2,025	1,000	<b>-1,530</b>	<b>-6,270</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Urbanizacija–Morfometrija jezera	<b>-1,131</b>	<b>-4,636</b>	<b>&lt;0,0001</b>	-0,377	-2,245	0,893
Urbanization–Naravne značilnosti prispevne površine	-0,266	-1,090	1,000	-0,264	-1,082	1,000
Urbanization–Biomasa vloženih rib	<b>-1,448</b>	<b>-5,937</b>	<b>&lt;0,0001</b>	-0,649	-2,659	0,282
Mezolital–Velikost prispevne površine	<b>-1,776</b>	<b>-7,279</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>-2,012</b>	<b>-8,246</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Mezolital–Evtrofikacija	-0,546	-2,236	0,912	<b>-1,730</b>	<b>-7,092</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Mezolital–Velikost substrata	-0,395	-1,618	1,000	-0,758	-3,107	0,068
Mezolital–Amonij	-0,740	-3,033	0,087	-0,653	-2,676	0,269
Mezolital–Morfometrija jezera	<b>-1,377</b>	<b>-5,644</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>-2,560</b>	<b>-10,491</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Meoslital–Naravne značilnosti prispevne površine	-0,512	-2,236	1,000	<b>-2,446</b>	<b>-10,027</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Mezolital–Biomasa vloženih rib	<b>-1,694</b>	<b>-6,945</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>-1,534</b>	<b>-6,286</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Velikost prispevne površine–Evtrofikacija	<b>-1,230</b>	<b>-5,042</b>	<b>&lt;0,0001</b>	-0,282	-1,155	1,000
Velikost prispevne površine–Velikost substrata	<b>-1,381</b>	<b>-5,660</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>-1,254</b>	<b>-5,140</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Velikost prispevne površine–Amonij	<b>-1,036</b>	<b>-4,245</b>	<b>0,001</b>	<b>-1,359</b>	<b>-5,571</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Velikost prispevne površine–Morfometrija jezera	0,399	1,635	1,000	-0,548	-2,245	0,893
Velikost prispevne površine–Naravne značilnosti prispevne površine	<b>-1,264</b>	<b>-5,180</b>	<b>&lt;0,0001</b>	-0,435	-1,781	1,000
Velikost prispevne površine–Biomasa vloženih rib	0,081	0,739	1,000	-0,478	-1,960	1,000
Evtrofikacija–Velikost substrata	0,151	0,618	1,000	<b>-0,972</b>	<b>-3,985</b>	<b>0,002</b>
Evtrofikacija–Amonij	-0,194	-0,797	1,000	<b>-1,077</b>	<b>-4,416</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Evtrofikacija–Morfometrija jezera	<b>-0,831</b>	<b>-3,408</b>	<b>0,024</b>	<b>-0,829</b>	<b>-3,399</b>	<b>0,024</b>
Evtrofikacija–Naravne značilnosti prispevne površine	0,034	0,014	1,000	-0,716	-2,936	0,120
Evtrofikacija–Biomasa vloženih rib	-1,149	-4,709	1,000	-0,196	-0,805	1,000
Velikost substrata–Amonij	0,345	1,415	1,000	0,105	0,431	1,000
Velikost substrata–Morfometrija jezera	<b>-0,982</b>	<b>-4,026</b>	<b>0,002</b>	<b>-1,802</b>	<b>-7,384</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Velikost substrata–Naravne značilnosti prispevne površine	-0,117	-0,480	1,000	<b>-1,688</b>	<b>-6,921</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Velikost substrata–Biomasa vloženih rib	<b>-1,300</b>	<b>-5,327</b>	<b>&lt;0,0001</b>	-0,776	-3,180	0,053
Amonij–Morfometrija jezera	-0,637	-2,611	0,325	<b>-1,907</b>	<b>-7,815</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Amonij–Naravne značilnosti prispevne površine	0,228	0,935	1,000	<b>-1,794</b>	<b>-7,352</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Amonij–Biomasa vloženih rib	<b>-0,954</b>	<b>-3,912</b>	<b>0,004</b>	<b>-0,881</b>	<b>-3,611</b>	<b>0,011</b>
Morfometrija jezera–Naravne značilnosti prispevne površine	<b>-0,865</b>	<b>-3,546</b>	<b>0,014</b>	-0,113	-0,464	1,000
Morfometrija jezera–Biomasa vloženih rib	0,317	1,301	1,000	<b>-1,026</b>	<b>-4,205</b>	<b>0,001</b>
Naravne značilnosti prispevne površine–Biomasa vloženih rib	<b>-1,183</b>	<b>-4,847</b>	<b>&lt;0,0001</b>	<b>-0,913</b>	<b>-3,741</b>	<b>0,007</b>

## Priloga C

Preglednica . Taksoni bentoških nevretenčarjev (z glavnimi taksonomskimi skupinami in njihovim številom, ter pojavnostjo na mestih vzorčenja) s 114 mest vzorčenja jezer v Sloveniji. Seznam indikatorskih vrednosti (Ss) in tolerančnih vrednosti (Tv) vzdolž prepoznanih gradientov posameznega CCA diagrama (Št. – število taksonov; Poj – pojavnost na mestih vzorčenja; LaMo – morfometrija jezera; CaSi – velikost prispevne površine, StFi – biomasa vložnih rib, CaNa – naravne značilnosti prispevne površine, Urb – urbanizacija, Eut – evtrofikacija, Amm – amonij, SuSi– velikost substrata, Mes – mezolital).

Table. Benthic invertebrate taxa (with main taxonomic groups their number and occurrence at sampling sites) recorded at 114 sampling sites of lakes in Slovenia, used in analyses. List of species scores (Ss) and tolerance values (Tv) along recognized gradients in each CCA model (Št. – number of taxa; Poj – occurrence; LaMo – lake morphometry; CaSi – catchment size, StFi– stocked fish, CaNa – catchment naturalness, Urb – urbanization, Eut – eutrophication, Amm – ammonium, SuSi – substratum size, Mes – mesolital).

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
	<b>Turbellaria</b>												
Den_alb	<i>Dendrocoelum album</i>	15	4	Ss	0,96	0,02	0,48	0,88	1,00	0,19	0,81	0,68	0,72
				Tv	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53	1,26
Den_lac	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	42	14	Ss	0,97	0,14	0,40	0,89	0,86	0,19	0,71	0,69	0,62
				Tv	0,03	1,00	0,45	0,10	0,98	0,25	0,75	0,62	1,07
Dug_l_p	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	28	6	Ss	0,58	0,39	0,59	0,53	0,62	0,45	0,60	0,55	0,64
				Tv	1,13	1,11	0,81	1,01	1,07	0,94	0,68	0,62	1,25
Dug_tig	<i>Dugesia tigrina</i>	788	14	Ss	0,63	0,24	0,68	0,56	0,75	0,42	0,62	0,49	0,62
				Tv	1,03	0,85	0,66	0,92	0,86	0,92	1,10	0,67	1,09
Plan_tor	<i>Planaria torva</i>	19	4	Ss	0,89	0,09	0,49	0,84	0,97	0,21	0,81	0,73	0,74
				Tv	0,59	0,70	0,10	0,32	0,31	0,15	0,08	0,53	1,17
Poy_fel	<i>Polycelis felina</i>	2	2	Ss	0,62	0,39	0,65	0,49	0,55	0,44	0,52	0,55	0,33
				Tv	1,27	1,66	1,18	1,26	1,75	0,63	0,75	1,39	0,50
Poy_t_n	<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	36		Ss	0,99	0,82	0,14	0,98	0,13	0,04	0,33	0,84	0,42
				Tv	0,04	0,99	0,46	0,10	0,99	0,18	0,88	0,25	1,28
	<b>Nematoda</b>												
Nem_oda	Nematoda	55	29	Ss	0,47	0,55	0,64	0,41	0,42	0,53	0,49	0,41	0,39
				Tv	0,99	0,88	1,00	0,98	0,89	1,01	0,95	1,06	0,83
	<b>Oligochaeta</b>												
Ench_dae	Enchytraeidae	340	26	Ss	0,74	0,74	0,35	0,71	0,23	0,28	0,34	0,63	0,27
				Tv	0,97	0,93	1,05	1,00	0,93	0,99	0,73	1,10	0,80
Hap_gor	<i>Haplotaxis gordioides</i>	1	1	Ss	1,00	0,93	0,15	1,00	0,00	0,02	0,40	0,97	0,46

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eis_tet	<i>Eiseniella tetraedra</i>	239	33	Ss	0,88	0,62	0,28	0,84	0,36	0,17	0,38	0,72	0,40
				Tv	0,68	1,28	0,88	0,69	1,26	0,66	1,03	0,84	0,99
Lub1_dae	Lumbriculidae - single pointed setae	32	4	Ss	0,97	0,49	0,30	0,94	0,50	0,11	0,58	0,71	0,25
				Tv	0,04	1,74	0,53	0,17	1,68	0,32	0,79	0,68	1,20
Lub_var	<i>Lumbriculus variegatus</i>	1030	49	Ss	0,86	0,71	0,25	0,85	0,26	0,15	0,33	0,73	0,34
				Tv	0,72	1,14	0,89	0,73	1,11	0,72	1,07	0,82	1,13
Rhn_spp	<i>Rhynchelmis</i> sp.	15	1	Ss	0,14	0,50	1,00	0,03	0,40	0,98	0,68	0,31	0,08
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sto_her	<i>Styodrilus heringianus</i>	1216	33	Ss	0,98	0,79	0,13	0,98	0,17	0,05	0,29	0,83	0,31
				Tv	0,04	1,09	0,51	0,11	1,05	0,18	0,95	0,47	1,18
Sto_spp	<i>Styodrilus</i> sp.	148	9	Ss	0,94	0,93	0,14	0,97	0,05	0,06	0,20	0,81	0,23
				Tv	0,45	0,28	0,37	0,31	0,53	0,23	0,71	0,76	0,73
Cht_spp	<i>Chaetogaster</i> sp.	1	1	Ss	0,36	0,62	0,56	0,51	0,70	0,33	0,87	0,04	0,48
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Der_spp	<i>Dero</i> sp.	722	20	Ss	0,16	0,55	0,90	0,07	0,39	0,84	0,40	0,25	0,45
				Tv	0,16	0,18	0,22	0,09	0,22	0,35	0,77	0,71	0,88
Nai_spp	<i>Nais</i> sp.	898	45	Ss	0,58	0,74	0,45	0,56	0,25	0,37	0,34	0,57	0,31
				Tv	1,03	0,69	1,15	1,06	0,72	1,05	0,88	0,98	0,94
Oph_ser	<i>Ophidonais serpentina</i>	222	19	Ss	0,17	0,55	0,85	0,06	0,42	0,80	0,45	0,23	0,39
				Tv	0,06	0,10	0,24	0,08	0,14	0,19	0,49	0,73	0,85
Pri_lon	<i>Pristina longiseta</i>	1	1	Ss	0,97	0,99	0,01	1,00	0,00	0,04	0,21	0,89	0,25
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pri_spp	<i>Pristina</i> sp.	4	3	Ss	0,49	0,71	0,57	0,42	0,26	0,31	0,48	0,52	0,31
				Tv	1,02	0,49	1,03	1,20	0,95	0,66	1,05	1,10	0,60
Sla_app	<i>Slavina appendiculata</i>	1	1	Ss	0,19	0,54	0,95	0,10	0,39	0,70	0,39	0,17	0,29
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sty_lac	<i>Stylaria lacustris</i>	720	43	Ss	0,75	0,67	0,35	0,73	0,33	0,26	0,36	0,65	0,36
				Tv	0,92	1,08	1,04	0,90	1,07	0,95	1,06	0,90	1,11
Unc_unc	<i>Uncinaiis uncinata</i>	21	5	Ss	0,97	0,98	0,07	1,00	0,00	0,03	0,24	0,97	0,26
				Tv	0,01	0,03	0,19	0,00	0,00	0,03	0,38	0,49	0,56
Der_fur	<i>Dero furcatus</i>	2	2	Ss	0,18	0,54	0,88	0,05	0,38	0,75	0,30	0,33	0,24
				Tv	0,04	0,02	0,31	0,16	0,04	0,19	0,42	0,69	0,24
Ham_wal	<i>Haemonais waldvogeli</i>	23	3	Ss	0,16	0,53	0,93	0,06	0,40	0,85	0,59	0,46	0,73
				Tv	0,08	0,10	0,29	0,10	0,03	0,22	0,52	0,99	1,31
Aul_plu	<i>Aulodrilus pluriseta</i>	128	5	Ss	0,56	0,76	0,49	0,53	0,20	0,37	0,24	0,67	0,43

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
				Tv	1,22	0,74	1,64	1,24	0,64	1,19	0,69	0,83	1,68
Bru_sow	<i>Branchiura sowerbyi</i>	1305	53	Ss	0,49	0,37	0,67	0,41	0,61	0,54	0,62	0,42	0,44
				Tv	1,00	0,85	0,69	0,95	0,87	0,98	0,84	0,82	1,16
Pel_spp	<i>Peloscolex</i> sp.	378	21	Ss	0,98	0,80	0,11	0,98	0,17	0,05	0,25	0,80	0,38
				Tv	0,04	1,08	0,50	0,11	1,05	0,19	0,91	0,45	1,35
Spir_fer	<i>Spirosperma ferox</i>	138	5	Ss	0,99	0,95	0,14	1,00	0,00	0,02	0,37	0,91	0,20
				Tv	0,03	0,07	0,12	0,00	0,00	0,02	0,35	0,22	1,02
Psa_alb	<i>Psammoryctides albicola</i>	1	1	Ss	0,00	0,50	0,90	0,03	0,40	0,99	0,54	0,20	0,33
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tubb_dae	Tubificidae –juv. without setae	18833	95	Ss	0,39	0,61	0,66	0,31	0,32	0,57	0,38	0,39	0,35
				Tv	0,90	0,69	0,96	0,92	0,71	0,97	0,81	0,97	0,80
Tubz_dae	Tubificidae- juv. with setae	6636	89	Ss	0,66	0,57	0,48	0,61	0,42	0,36	0,44	0,56	0,38
				Tv	0,99	1,09	1,02	0,97	1,07	1,00	1,10	1,00	1,09
Tub_ner	<i>Tubifex nerthus</i>	217	6	Ss	0,96	0,01	0,37	0,88	1,00	0,29	0,67	0,69	0,56
				Tv	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,88
	<b>Hirudinea</b>												
Din_lin	<i>Dina lineata</i>	12	2	Ss	0,18	0,59	0,81	0,06	0,49	0,80	0,49	0,46	0,52
				Tv	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,11	0,67	0,34	0,53
Erp_oct	<i>Erpobdella octoculata</i>	528	59	Ss	0,73	0,51	0,44	0,69	0,48	0,31	0,50	0,62	0,40
				Tv	0,93	1,19	0,98	0,89	1,16	0,92	1,09	0,90	1,14
Erp_spp	<i>Erpobdella</i> sp.	46	4	Ss	0,96	0,10	0,44	0,89	0,91	0,17	0,74	0,71	0,74
				Tv	0,01	1,01	0,49	0,10	0,95	0,19	0,91	0,43	1,54
Erp_tes	<i>Erpobdella testacea</i>	44	9	Ss	0,96	0,01	0,48	0,88	1,00	0,20	0,81	0,63	0,55
				Tv	0,01	0,02	0,33	0,00	0,00	0,23	0,49	0,73	0,79
Alb_het	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	37	7	Ss	0,17	0,53	0,95	0,07	0,40	0,89	0,45	0,31	0,49
				Tv	0,07	0,08	0,18	0,09	0,02	0,36	1,02	0,80	1,44
Alb_hya	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>	11	7	Ss	0,79	0,13	0,53	0,70	0,87	0,39	0,61	0,54	0,61
				Tv	0,90	0,74	0,63	0,84	0,70	0,94	1,14	1,14	0,82
Glo_com	<i>Glossiphonia complanata</i>	82	23	Ss	0,91	0,68	0,25	0,90	0,28	0,11	0,36	0,77	0,32
				Tv	0,57	1,25	0,87	0,57	1,21	0,57	1,18	0,48	1,17
Glo_con	<i>Glossiphonia concolor</i>	6	3	Ss	0,70	0,79	0,41	0,67	0,14	0,34	0,33	0,73	0,42
				Tv	1,30	0,78	1,56	1,32	0,65	1,44	1,12	0,45	2,01
Glo_neb	<i>Glossiphonia nebulosa</i>	2	1	Ss	0,97	0,00	0,44	0,88	1,00	0,20	0,77	0,76	0,59
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Heb_sta	<i>Helobdella stagnalis</i>	833	67	Ss	0,57	0,55	0,53	0,53	0,44	0,44	0,42	0,52	0,39
				Tv	1,02	1,01	1,06	1,00	0,98	1,03	1,03	0,99	1,05

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
Hec_mar	<i>Hemiclepsis marginata</i>	23	10	Ss	0,44	0,36	0,71	0,33	0,59	0,57	0,51	0,37	0,46
				Tv	1,01	0,78	0,65	0,95	0,85	0,78	0,74	0,94	1,06
Thr_tes	<i>Theromyzon tessulatum</i>	2	2	Ss	0,19	0,55	0,93	0,10	0,39	0,86	0,17	0,19	0,56
				Tv	0,02	0,06	0,10	0,00	0,00	0,62	1,04	1,19	1,20
Bran_spp	<i>Branchiobdella</i> sp.	1	1	Ss	0,96	0,02	0,62	0,88	1,00	0,09	1,00	0,75	0,69
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<b>Gastropoda</b>												
Acro_lac	<i>Acroloxus lacustris</i>	37	5	Ss	0,91	0,70	0,23	0,89	0,26	0,16	0,31	0,61	0,38
				Tv	0,71	1,33	0,84	0,73	1,34	0,73	0,86	0,89	1,53
Anc_flu	<i>Ancylus fluviatilis</i>	15	7	Ss	0,83	0,87	0,18	0,81	0,07	0,20	0,14	0,66	0,40
				Tv	0,90	0,56	1,09	0,96	0,45	1,11	0,36	0,87	1,01
Bth_ten	<i>Bithynia tentaculata</i>	39	4	Ss	0,60	0,78	0,34	0,71	0,41	0,19	0,66	0,51	0,10
				Tv	0,94	0,65	1,00	0,68	1,14	0,54	2,21	1,04	0,45
Byt_sch	<i>Bythinella schmidtii</i>	2	1	Ss	0,96	0,99	0,00	1,00	0,00	0,00	0,04	0,82	0,00
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lith_nat	<i>Lithoglyphus naticoides</i>	5	2	Ss	1,00	0,92	0,10	1,00	0,00	0,04	0,14	0,70	0,03
				Tv	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,21
Sad_flu	<i>Sadleriana fluminensis</i>	1634	9	Ss	0,99	0,94	0,07	1,00	0,00	0,02	0,26	0,84	0,43
				Tv	0,03	0,07	0,22	0,00	0,00	0,04	0,49	0,37	0,93
Rad_aur	<i>Radix auricularia</i>	48	10	Ss	0,33	0,58	0,72	0,25	0,37	0,64	0,38	0,33	0,39
				Tv	0,86	0,57	0,97	0,84	0,58	0,83	0,59	0,80	1,00
Rad_bal	<i>Radix balthica</i>	280	22	Ss	0,90	0,85	0,15	0,89	0,09	0,10	0,24	0,83	0,24
				Tv	0,66	0,73	0,59	0,72	0,68	0,60	0,77	0,50	0,83
Rad_lab	<i>Radix labiata</i>	24	6	Ss	0,47	0,70	0,54	0,39	0,24	0,54	0,14	0,62	0,33
				Tv	1,11	0,71	1,27	1,22	0,55	1,33	0,50	0,86	1,01
Rad_spp	<i>Radix</i> sp. – juv.	27	11	Ss	0,76	0,80	0,28	0,74	0,18	0,23	0,24	0,69	0,41
				Tv	0,97	0,80	1,22	1,00	0,81	0,98	0,73	0,87	1,21
Rad_tru	<i>Galba truncatula</i>	2	1	Ss	1,00	0,92	0,10	1,00	0,00	0,04	0,14	0,73	0,00
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phy_fon	<i>Physa fontinalis</i>	161	13	Ss	0,23	0,51	0,77	0,15	0,50	0,74	0,66	0,27	0,31
				Tv	0,41	0,41	0,49	0,54	0,41	0,76	0,99	0,71	0,71
Phs_acu	<i>Physella acuta</i>	211	12	Ss	0,33	0,49	0,72	0,29	0,55	0,59	0,55	0,31	0,35
				Tv	0,75	0,68	0,55	0,79	0,73	0,85	1,02	0,89	0,81
Gyr_alb	<i>Gyraulus albus</i>	78	13	Ss	0,57	0,74	0,46	0,54	0,23	0,40	0,28	0,53	0,34
				Tv	1,09	0,64	1,30	1,10	0,67	1,20	0,90	1,31	1,00
Gyr_cri	<i>Gyraulus crista</i>	110	22	Ss	0,89	0,33	0,38	0,84	0,66	0,21	0,56	0,65	0,52



Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
Ast_ast	<i>Astacus astacus</i>	6	4	Ss	0,63	0,20	0,63	0,54	0,76	0,46	0,66	0,61	0,58
				Tv	1,24	0,83	0,72	1,13	0,93	1,11	0,87	0,66	0,28
	<b>Ephemeroptera</b>												
Bae_f_s	<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	1	1	Ss	0,99	0,94	0,00	1,00	0,00	0,00	0,04	1,00	0,16
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cen_lut	<i>Centroptilum luteolum</i>	653	41	Ss	0,95	0,73	0,17	0,94	0,23	0,08	0,33	0,81	0,32
				Tv	0,34	1,20	0,62	0,41	1,16	0,33	0,95	0,54	1,07
Clo_dip	<i>Cloeon dipterum</i>	510	22	Ss	0,20	0,58	0,80	0,12	0,45	0,75	0,42	0,23	0,37
				Tv	0,15	0,12	0,35	0,34	0,34	0,50	0,89	0,63	0,79
Cae_sppN	<i>Caenis</i> sp.	302	3	Ss	0,18	0,53	0,82	0,03	0,37	0,85	0,16	0,38	0,26
				Tv	0,04	0,05	0,16	0,12	0,03	0,33	0,48	1,02	0,37
Cae_hor	<i>Caenis horaria</i>	5405	75	Ss	0,72	0,60	0,40	0,68	0,36	0,30	0,37	0,62	0,39
				Tv	0,95	1,14	1,00	0,96	1,10	0,96	1,04	0,96	1,01
Cae_lac	<i>Caenis lactea</i>	2221	27	Ss	0,20	0,56	0,81	0,12	0,44	0,75	0,36	0,25	0,40
				Tv	0,20	0,17	0,39	0,33	0,17	0,48	0,76	0,58	0,79
Cae_luc	<i>Caenis luctuosa</i>	1987	47	Ss	0,27	0,53	0,80	0,16	0,42	0,70	0,40	0,30	0,37
				Tv	0,61	0,59	0,51	0,59	0,66	0,61	0,65	0,67	0,75
Cae_mac	<i>Caenis macrura</i>	211	9	Ss	0,86	0,10	0,54	0,76	0,88	0,22	0,75	0,58	0,59
				Tv	0,69	0,71	0,39	0,75	0,86	0,32	0,72	0,43	1,29
Epm_ign	<i>Serratella ignita</i>	1	1	Ss	0,97	0,00	0,62	0,88	1,00	0,09	1,00	0,60	0,60
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eph_dan	<i>Ephemera danica</i>	135	15	Ss	0,70	0,78	0,39	0,68	0,20	0,25	0,27	0,58	0,30
				Tv	0,91	0,82	1,00	0,90	0,85	0,78	0,79	0,96	1,18
Eph_spp	<i>Ephemera</i> sp.	2	1	Ss	0,96	0,99	0,00	1,00	0,00	0,00	0,04	0,82	0,00
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eph_vul	<i>Ephemera vulgata</i>	5	2	Ss	0,17	0,59	0,82	0,06	0,49	0,85	0,31	0,28	0,29
				Tv	0,01	0,01	0,09	0,00	0,00	0,09	0,84	0,81	0,34
Hab_fus	<i>Habrophlebia fusca</i>	1	1	Ss	0,98	0,97	0,01	1,00	0,00	0,04	0,21	0,73	0,33
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hab_lau	<i>Habrophlebia lauta</i>	41	3	Ss	0,98	0,95	0,12	1,00	0,00	0,02	0,32	0,87	0,04
				Tv	0,03	0,06	0,25	0,00	0,00	0,03	0,70	0,24	0,57
Pal_sub	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	25	2	Ss	0,44	0,85	0,70	0,34	0,07	0,46	0,32	0,48	0,36
				Tv	1,28	0,40	1,91	1,46	0,19	1,13	0,38	0,92	0,22
Pom_let	<i>Potamanthus luteus</i>	1	1	Ss	0,96	0,02	0,62	0,88	1,00	0,09	1,00	0,17	0,80
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sip_lac	<i>Siphonurus lacustris</i>	2	2	Ss	0,97	0,98	0,01	1,00	0,00	0,02	0,12	0,85	0,40



Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
				Tv	0,01	0,04	0,03	0,00	0,00	0,08	0,41	0,30	0,05
Sip_spp	<i>Siphonurus</i> sp.	1	1	Ss	0,98	0,97	0,01	1,00	0,00	0,04	0,21	0,73	0,33
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<b>Plecoptera</b>												
Leu_spp	<i>Leuctra</i> sp.	84	6	Ss	0,88	0,92	0,24	0,87	0,01	0,11	0,28	0,87	0,24
				Tv	0,75	0,18	0,96	0,82	0,10	0,65	0,47	0,78	0,73
Nem_spp	<i>Nemoura</i> sp.	65	9	Ss	0,98	0,96	0,07	1,00	0,00	0,03	0,12	0,89	0,23
				Tv	0,03	0,08	0,15	0,00	0,00	0,05	0,20	0,37	0,78
	<b>Odonata</b>												
Aes_spp	<i>Aeshna</i> sp.	3	3	Ss	0,25	0,58	0,77	0,21	0,42	0,66	0,30	0,24	0,30
				Tv	0,26	0,15	0,37	0,45	0,16	0,56	0,94	0,74	0,17
Anx_imp	<i>Anax imperator</i>	12	4	Ss	0,31	0,48	0,72	0,13	0,41	0,75	0,27	0,41	0,36
				Tv	0,86	0,74	0,42	0,87	0,86	0,83	0,95	0,72	1,32
Hem_eph	<i>Hemianax ephippiger</i>	2	2	Ss	0,35	0,62	0,56	0,51	0,70	0,33	0,87	0,12	0,32
				Tv	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,95
Coe_mer	<i>Coenagrion mercuriale</i>	11	1	Ss	0,96	0,01	0,44	0,88	1,00	0,20	0,77	0,91	0,68
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coe_pue	<i>Coenagrion puella</i>	27	5	Ss	0,20	0,55	0,79	0,07	0,40	0,78	0,20	0,42	0,28
				Tv	0,19	0,14	0,25	0,39	0,17	0,50	0,69	0,72	0,48
Coe_spp	<i>Coenagrion</i> sp.	10	4	Ss	0,39	0,37	0,60	0,28	0,56	0,62	0,51	0,47	0,46
				Tv	1,10	0,81	0,65	1,04	0,89	0,76	0,43	0,62	1,52
Ery_vir	<i>Erythromma viridulum</i>	6	3	Ss	0,18	0,53	0,69	0,05	0,38	0,72	0,46	0,52	0,26
				Tv	0,01	0,10	0,55	0,14	0,03	0,20	0,02	0,71	1,30
Isc_ele	<i>Ischnura elegans</i>	51	7	Ss	0,19	0,59	0,92	0,10	0,36	0,86	0,17	0,30	0,54
				Tv	0,08	0,26	0,19	0,04	0,33	0,53	0,82	0,66	0,97
Isc_pum	<i>Ischnura pumilio</i>	6	1	Ss	0,18	0,59	0,79	0,06	0,49	0,82	0,55	0,43	0,48
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isc_spp	<i>Ischnura</i> sp.	145	6	Ss	0,18	0,56	0,87	0,09	0,42	0,78	0,41	0,27	0,41
				Tv	0,03	0,06	0,12	0,05	0,14	0,13	0,38	0,78	0,97
Pyr_nym	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	12	1	Ss	0,96	0,01	0,48	0,88	1,00	0,19	0,81	0,83	0,65
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coe_dae	Coenagrionidae – juv.	948	29	Ss	0,23	0,53	0,79	0,13	0,45	0,77	0,39	0,26	0,38
				Tv	0,43	0,39	0,43	0,47	0,43	0,58	0,97	0,77	0,74
Cora_aen	<i>Cordulia aenea</i>	3	2	Ss	0,96	0,01	0,46	0,88	1,00	0,20	0,78	0,74	0,76
				Tv	0,01	0,02	0,07	0,00	0,00	0,02	0,09	1,00	0,54
Epi_bim	<i>Epithea bimaculata</i>	1	1	Ss	0,19	0,55	0,85	0,10	0,39	0,78	0,45	0,23	0,27

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Som_mer	<i>Somatochlora meridionalis</i>	18	1	Ss	1,00	0,92	0,15	1,00	0,00	0,02	0,40	0,84	0,42
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Som_met	<i>Somatochlora metallica</i>	98	14	Ss	0,99	0,92	0,05	1,00	0,03	0,03	0,13	0,84	0,31
				Tv	0,03	0,49	0,22	0,05	0,47	0,14	0,40	0,37	0,99
Cor_dae	Corduliidae	3	2	Ss	0,12	0,50	0,87	0,03	0,41	0,86	0,43	0,51	0,76
				Tv	0,02	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	1,06
Cor_Lib	Corduliidae/Libellulidae – juv.	62	6	Ss	0,81	0,85	0,30	0,80	0,09	0,20	0,40	0,68	0,26
				Tv	1,01	0,61	0,95	1,02	0,51	1,08	0,06	1,25	0,84
Gom_spp	<i>Gomphus</i> sp.	3	2	Ss	0,20	0,58	0,70	0,12	0,18	0,67	0,31	0,23	0,29
				Tv	0,25	0,24	0,36	0,25	0,73	0,71	0,37	0,06	0,50
Gom_vul	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	16	7	Ss	0,69	0,66	0,52	0,63	0,26	0,28	0,48	0,60	0,31
				Tv	0,98	1,22	1,08	1,03	1,22	0,78	0,70	0,78	1,01
Lib_dep	<i>Libellula depressa</i>	2	2	Ss	0,19	0,56	0,87	0,08	0,44	0,76	0,47	0,11	0,25
				Tv	0,01	0,05	0,33	0,06	0,20	0,23	0,39	0,17	0,12
Lib_qua	<i>Libellula quadrimaculata</i>	1	1	Ss	0,12	0,49	0,87	0,03	0,41	0,86	0,43	0,00	0,26
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Orte_albi	<i>Orthetrum albistylum</i>	120	23	Ss	0,19	0,54	0,83	0,08	0,38	0,80	0,32	0,25	0,36
				Tv	0,20	0,27	0,37	0,24	0,33	0,47	0,70	0,58	0,84
Orte_bru	<i>Orthetrum brunneum</i>	12	4	Ss	0,32	0,69	0,77	0,34	0,44	0,44	0,70	0,29	0,36
				Tv	0,14	0,31	0,84	0,55	0,98	0,42	0,81	0,92	0,61
Orte_can	<i>Orthetrum cancellatum</i>	8	5	Ss	0,18	0,57	0,84	0,05	0,41	0,76	0,46	0,16	0,33
				Tv	0,11	0,17	0,19	0,08	0,35	0,41	0,37	0,71	0,88
Orte_coe	<i>Orthetrum coerulescens</i>	2	2	Ss	0,16	0,52	0,93	0,07	0,40	1,00	0,21	0,05	0,31
				Tv	0,13	0,09	0,10	0,12	0,04	0,06	1,19	0,56	0,25
Symp_fon	<i>Sympetrum fonscolombi</i>	1	1	Ss	0,18	0,59	0,79	0,06	0,49	0,82	0,55	0,43	0,48
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ply_pen	<i>Platycnemis pennipes</i>	391	50	Ss	0,37	0,56	0,69	0,29	0,39	0,62	0,38	0,38	0,41
				Tv	0,88	0,71	0,86	0,88	0,74	0,91	0,78	0,91	0,89
	<b>Heteroptera</b>												
Aph_aes	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	1	1	Ss	0,96	0,01	0,62	0,88	1,00	0,09	1,00	0,71	0,37
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cori_nae	Corixinae	118	4	Ss	0,19	0,54	0,90	0,10	0,39	0,88	0,20	0,04	0,35
				Tv	0,01	0,02	0,14	0,00	0,00	0,47	0,99	0,61	0,51
Mir_spp	<i>Micronecta</i> sp.	16780	68	Ss	0,24	0,60	0,80	0,13	0,30	0,72	0,36	0,29	0,36
				Tv	0,50	0,36	0,66	0,53	0,47	0,72	0,71	0,69	0,75

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
Par_spp	<i>Paracorixa</i> sp.	1	1	Ss	0,19	0,56	0,83	0,06	0,49	0,86	0,20	0,07	0,35
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Aqu_spp	<i>Aquarius</i> sp.	1	1	Ss	0,06	1,00	0,72	0,00	0,16	0,65	0,41	0,31	0,48
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ger_spp	<i>Gerris</i> sp.	3	3	Ss	0,18	0,56	0,93	0,09	0,42	0,72	0,35	0,22	0,45
				Tv	0,01	0,03	0,09	0,05	0,16	0,10	0,23	0,67	1,14
Mev_fur	<i>Mesovelia furcata</i>	2	1	Ss	0,17	0,53	0,80	0,00	0,37	0,80	0,22	0,48	0,20
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ilyo_cim	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	5	4	Ss	0,22	0,56	0,81	0,17	0,45	0,66	0,47	0,18	0,31
				Tv	0,22	0,11	0,49	0,49	0,42	0,58	0,91	0,64	0,46
Nep_cin	<i>Nepa cinerea</i>	4	4	Ss	0,23	0,67	0,96	0,11	0,24	0,73	0,30	0,24	0,43
				Tv	0,12	0,42	0,18	0,01	0,46	0,56	0,79	0,75	0,94
Plea_min	<i>Plea minutissima</i>	9	2	Ss	0,17	0,55	0,80	0,02	0,40	0,80	0,30	0,47	0,27
				Tv	0,02	0,11	0,02	0,10	0,24	0,04	0,81	0,12	0,78
	<b>Megaloptera</b>												
Sia_ful	<i>Sialis fuliginosa</i>	29	9	Ss	0,99	0,95	0,11	1,00	0,00	0,03	0,28	0,83	0,29
				Tv	0,03	0,07	0,15	0,00	0,00	0,03	0,44	0,35	1,11
Sia_lut	<i>Sialis lutaria</i>	208	37	Ss	0,65	0,62	0,47	0,60	0,35	0,37	0,37	0,58	0,36
				Tv	1,00	1,04	1,09	1,02	1,01	1,02	1,00	0,95	1,03
Sia_nig	<i>Sialis nigripes</i>	7	5	Ss	0,87	0,90	0,16	0,84	0,03	0,08	0,14	0,80	0,27
				Tv	0,79	0,39	0,99	0,96	0,18	0,55	0,56	0,57	1,12
Sia_spp	<i>Sialis</i> sp. – juv.	6	1	Ss	0,97	0,98	0,15	1,00	0,00	0,02	0,40	0,78	0,02
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<b>Planipennes</b>												
Sis_spp	<i>Sisyra</i> sp.	2	2	Ss	0,96	0,01	0,40	0,88	1,00	0,24	0,72	0,68	0,77
				Tv	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,16	0,24	1,03	0,46
	<b>Coleoptera</b>												
Dryo_spL	<i>Dryops</i> sp. Lv.	15	2	Ss	0,14	0,52	0,84	0,04	0,43	0,85	0,47	0,01	0,25
				Tv	0,10	0,19	0,16	0,06	0,16	0,10	0,29	0,05	0,16
Agb_spL	<i>Agabus</i> sp. Lv.	1	1	Ss	0,18	0,56	0,95	0,10	0,39	0,70	0,39	0,46	0,77
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bid_spA	<i>Bidessus</i> sp. Ad.	10	4	Ss	0,36	0,76	0,73	0,20	0,10	0,63	0,26	0,48	0,27
				Tv	0,78	0,37	1,18	0,90	0,16	1,02	0,73	0,64	0,54
Grp_spA	<i>Graptodytes</i> sp. Ad.	8	5	Ss	0,83	0,73	0,25	0,86	0,32	0,11	0,45	0,56	0,33
				Tv	0,77	1,12	0,90	0,53	1,26	0,41	1,49	1,05	1,03
Grp_spL	<i>Graptodytes</i> sp. Lv.	1	1	Ss	0,99	0,93	0,00	1,00	0,00	0,00	0,04	0,76	0,01

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hyd_naeL	Hydroporinae Lv.	1	1	Ss	0,24	0,65	0,83	0,00	0,16	0,48	0,29	0,45	0,35
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ily_spA	<i>Ilybius</i> sp. Ad.	1	1	Ss	0,19	0,54	0,95	0,10	0,39	0,70	0,39	0,17	0,29
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lacc_spA	<i>Laccophilus</i> sp. Ad.	1	1	Ss	0,18	0,58	0,79	0,06	0,49	0,82	0,55	0,02	0,21
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lacc_spL	<i>Laccophilus</i> sp. Lv.	5	2	Ss	0,30	0,58	0,64	0,36	0,60	0,47	0,67	0,21	0,44
				Tv	0,32	0,23	0,49	0,82	0,64	0,93	1,59	1,24	0,44
Neb_spA	<i>Nebrioporus</i> sp. Ad.	1	1	Ss	0,96	0,02	0,62	0,88	1,00	0,09	1,00	0,75	0,69
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Neb_spL	<i>Nebrioporus</i> sp. Lv.	18	9	Ss	0,98	0,96	0,04	1,00	0,00	0,02	0,13	0,91	0,32
				Tv	0,04	0,09	0,17	0,00	0,00	0,05	0,43	0,39	0,76
Plt_macA	<i>Platambus maculatus</i> Ad.	9	4	Ss	0,61	0,76	0,43	0,58	0,18	0,38	0,36	0,56	0,36
				Tv	1,22	0,73	1,33	1,24	0,63	1,28	0,41	0,94	0,42
Plt_macL	<i>Platambus maculatus</i> Lv.	2	1	Ss	0,99	0,94	0,00	1,00	0,00	0,00	0,04	0,89	0,62
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Elm_spA	<i>Elmis</i> sp. Ad.	7	6	Ss	0,96	0,16	0,40	0,90	0,85	0,18	0,71	0,57	0,49
				Tv	0,01	1,15	0,60	0,11	1,08	0,28	0,92	1,29	1,21
Elm_spL	<i>Elmis</i> sp. Lv.	3	3	Ss	0,73	0,53	0,34	0,69	0,34	0,29	0,38	0,78	0,30
				Tv	1,04	1,50	0,91	1,02	1,55	0,70	0,88	1,41	0,44
Lin_spA	<i>Limnius</i> sp. Ad.	8	5	Ss	0,98	0,97	0,07	1,00	0,00	0,04	0,21	0,87	0,20
				Tv	0,03	0,08	0,18	0,00	0,00	0,02	0,34	0,74	0,61
Lin_spL	<i>Limnius</i> sp. Lv.	99	5	Ss	0,98	0,96	0,09	1,00	0,00	0,03	0,24	0,97	0,18
				Tv	0,04	0,09	0,20	0,00	0,00	0,04	0,47	0,55	0,64
Oil_spA	<i>Oulimnius</i> sp. Ad.	4	2	Ss	0,23	0,61	0,71	0,03	0,23	0,90	0,21	0,37	0,40
				Tv	0,13	0,14	0,42	0,17	0,45	0,37	0,90	0,42	1,25
Oil_spL	<i>Oulimnius</i> sp. Lv.	4	3	Ss	0,18	0,57	0,88	0,09	0,42	0,87	0,24	0,37	0,67
				Tv	0,01	0,04	0,22	0,05	0,16	0,47	1,11	0,32	0,61
Rio_spA	<i>Riolus</i> sp. Ad.	211	16	Ss	0,96	0,18	0,40	0,90	0,82	0,16	0,71	0,64	0,59
				Tv	0,01	1,17	0,61	0,11	1,09	0,25	0,93	0,70	1,11
Rio_spL	<i>Riolus</i> sp. Lv.	237	21	Ss	0,96	0,05	0,47	0,88	0,96	0,18	0,81	0,61	0,66
				Tv	0,01	0,57	0,39	0,06	0,53	0,21	0,63	0,85	0,90
Ore_vilA	<i>Orectochilus villosus</i> Ad.	1	1	Ss	0,97	0,00	0,48	0,88	1,00	0,19	0,81	0,51	1,00
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hai_linA	<i>Haliplus lineatocollis</i> Ad.	3	2	Ss	1,00	0,92	0,13	1,00	0,00	0,03	0,29	0,87	0,28

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
				Tv	0,00	0,01	0,10	0,00	0,00	0,04	0,63	0,53	1,32
Hai_spA	<i>Haliplus</i> sp. Ad.	18	6	Ss	0,26	0,58	0,78	0,16	0,35	0,73	0,32	0,34	0,39
				Tv	0,68	0,37	0,72	0,70	0,34	0,73	0,63	0,92	1,12
Hai_spL	<i>Haliplus</i> sp. Lv.	82	10	Ss	0,66	0,77	0,39	0,66	0,22	0,29	0,38	0,59	0,34
				Tv	1,02	0,70	1,16	1,01	0,78	1,02	0,93	1,30	1,05
Pet_caeL	<i>Peltodytes caesus</i> Lv.	1	1	Ss	0,18	0,56	0,95	0,10	0,39	0,70	0,39	0,46	0,77
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hel_spL	<i>Helophorus</i> sp. Lv.	2	2	Ss	0,25	0,56	0,79	0,27	0,55	0,65	0,92	0,18	0,07
				Tv	0,39	0,25	0,89	0,78	0,57	1,32	1,19	0,60	0,08
Och_spA	<i>Ochthebius</i> sp. Ad.	20	5	Ss	0,98	0,96	0,08	1,00	0,00	0,02	0,20	0,93	0,44
				Tv	0,04	0,09	0,21	0,00	0,00	0,05	0,54	0,38	0,78
Och_spL	<i>Ochthebius</i> sp. Lv.	10	3	Ss	0,99	0,94	0,11	1,00	0,00	0,02	0,26	0,88	0,48
				Tv	0,04	0,09	0,21	0,00	0,00	0,05	0,67	0,16	0,39
Col_orbA	<i>Coelostoma orbiculare</i> Ad.	1	1	Ss	0,96	0,02	0,48	0,88	1,00	0,19	0,81	0,47	0,87
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eno_spL	<i>Enochrus</i> sp. Lv.	2	1	Ss	0,19	0,54	0,85	0,10	0,39	0,78	0,45	0,01	0,28
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Helo_spL	<i>Helochares</i> sp. Lv.	4	3	Ss	0,15	0,53	0,83	0,03	0,42	0,83	0,40	0,16	0,24
				Tv	0,08	0,12	0,13	0,06	0,16	0,10	0,54	0,81	0,13
Lacb_spA	<i>Laccobius</i> sp. Ad.	7	4	Ss	0,20	0,58	0,77	0,10	0,30	0,74	0,46	0,29	0,38
				Tv	0,15	0,12	0,46	0,17	0,69	0,58	0,69	0,56	0,61
Lacb_spL	<i>Laccobius</i> sp. Lv.	19	4	Ss	0,16	0,56	0,87	0,06	0,45	0,84	0,54	0,29	0,49
				Tv	0,07	0,14	0,32	0,07	0,16	0,29	0,40	0,79	0,66
Note_claA	<i>Noterus clavicornis</i> Ad.	4	1	Ss	0,18	0,57	0,79	0,06	0,49	0,82	0,55	0,08	0,23
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Note_craA	<i>Noterus crassicornis</i> Ad.	3	3	Ss	0,18	0,57	0,86	0,08	0,46	0,86	0,26	0,14	0,42
				Tv	0,00	0,02	0,19	0,05	0,16	0,37	1,01	0,40	1,09
Note_spL	<i>Noterus</i> sp. Lv.	26	3	Ss	0,18	0,56	0,87	0,07	0,45	0,80	0,52	0,10	0,28
				Tv	0,06	0,08	0,34	0,07	0,18	0,31	0,43	0,22	0,44
	<b>Trichoptera</b>				1,00	0,93	0,10	1,00	0,00	0,04	0,14	0,66	0,07
Bde_min	<i>Beraeodes minuta</i>	1	1	Ss									
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ecn_ten	<i>Ecnomus tenellus</i>	1743	59	Ss	0,29	0,50	0,77	0,20	0,49	0,69	0,43	0,30	0,41
				Tv	0,67	0,56	0,48	0,67	0,61	0,74	0,96	0,70	0,86
Goe_pil	<i>Goera pilosa</i>	8	5	Ss	0,96	0,00	0,47	0,88	1,00	0,19	0,80	0,74	0,54
				Tv	0,01	0,01	0,24	0,00	0,00	0,17	0,36	0,38	0,58

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
Hdt_sppS	<i>Hydroptila</i> sp.	65	22	Ss	0,98	0,76	0,17	0,97	0,21	0,06	0,38	0,81	0,32
				Tv	0,04	1,18	0,53	0,12	1,14	0,23	0,96	0,77	0,99
Ort_spp	<i>Orthotrichia</i> sp.	2	2	Ss	0,17	0,55	0,82	0,05	0,38	0,79	0,34	0,49	0,45
				Tv	0,03	0,06	0,09	0,16	0,04	0,04	0,58	0,02	1,40
Oxy_spp	<i>Oxyethira</i> sp.	1	1	Ss	0,17	0,53	0,80	0,00	0,37	0,80	0,22	0,48	0,20
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ath_ate	<i>Athripsodes aterrimus</i>	45	14	Ss	0,98	0,96	0,06	1,00	0,00	0,02	0,17	0,87	0,27
				Tv	0,02	0,06	0,19	0,00	0,00	0,05	0,50	0,31	1,04
Ath_bil	<i>Athripsodes bilineatus</i>	6	4	Ss	0,99	0,76	0,18	0,98	0,19	0,05	0,41	0,86	0,22
				Tv	0,04	1,28	0,53	0,13	1,26	0,23	0,95	0,56	0,91
Ath_cin	<i>Athripsodes cinereus</i>	15	7	Ss	0,98	0,86	0,04	0,99	0,10	0,04	0,14	0,90	0,42
				Tv	0,03	0,94	0,35	0,09	0,90	0,26	0,72	0,40	0,84
Ath_spp	<i>Athripsodes</i> sp.	5	4	Ss	0,98	0,75	0,13	0,97	0,22	0,05	0,23	0,81	0,38
				Tv	0,04	1,35	0,65	0,14	1,31	0,25	1,23	0,25	1,75
Mys_azu	<i>Mystacides azurea</i>	1101	65	Ss	0,82	0,44	0,41	0,77	0,54	0,24	0,52	0,64	0,43
				Tv	0,78	1,30	0,88	0,77	1,27	0,75	1,04	0,86	1,11
Mys_lon	<i>Mystacides longicornis</i>	155	11	Ss	0,18	0,56	0,88	0,09	0,42	0,76	0,37	0,20	0,43
				Tv	0,02	0,05	0,29	0,06	0,14	0,27	0,56	0,62	0,98
Mys_nig	<i>Mystacides nigra</i>	10	1	Ss	0,96	0,02	0,48	0,88	1,00	0,19	0,81	0,70	0,90
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Oec_lac	<i>Oecetis lacustris</i>	34	10	Ss	0,22	0,52	0,88	0,13	0,44	0,76	0,39	0,17	0,39
				Tv	0,49	0,39	0,26	0,44	0,40	0,57	0,87	0,72	0,82
Oec_och	<i>Oecetis ochracea</i>	6	5	Ss	0,42	0,33	0,79	0,30	0,57	0,64	0,52	0,26	0,49
				Tv	1,00	0,77	0,67	0,95	0,83	0,96	0,70	0,56	1,46
Oec_tes	<i>Oecetis testacea</i>	3	3	Ss	0,70	0,19	0,61	0,62	0,80	0,39	0,71	0,60	0,36
				Tv	1,15	0,94	0,70	1,03	0,96	1,00	0,94	1,04	0,30
Ana_fur	<i>Anabolia furcata</i>	6	4	Ss	0,18	0,57	0,90	0,09	0,43	0,76	0,34	0,37	0,55
				Tv	0,01	0,04	0,17	0,05	0,16	0,19	0,37	0,63	1,15
Cha_fus	<i>Chaetopteryx fusca</i>	16	8	Ss	0,99	0,94	0,04	1,00	0,00	0,03	0,16	0,79	0,45
				Tv	0,02	0,05	0,17	0,00	0,00	0,05	0,38	0,27	1,14
Hal_d_t	<i>Halesus digitatus/tesselatus</i>	1	1	Ss	0,98	0,97	0,01	1,00	0,00	0,04	0,21	0,73	0,33
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limn_nae	Limnephilinae – juv.	4	3	Ss	1,00	0,92	0,07	1,00	0,00	0,03	0,11	0,71	0,06
				Tv	0,00	0,01	0,17	0,00	0,00	0,06	0,18	0,12	0,28
Lim_lun	<i>Limnephilus lunatus</i>	6	4	Ss	0,99	0,94	0,07	1,00	0,00	0,01	0,22	0,85	0,32
				Tv	0,02	0,04	0,25	0,00	0,00	0,03	0,71	0,31	1,23

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
Agri_var	<i>Agrypnia varia</i>	1	1	Ss	1,00	0,93	0,10	1,00	0,00	0,04	0,14	0,66	0,07
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phg_bip	<i>Phryganea bipunctata</i>	7	1	Ss	0,96	0,01	0,37	0,88	1,00	0,29	0,67	0,77	0,58
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cyr_tri	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	228	39	Ss	0,85	0,63	0,29	0,81	0,32	0,17	0,40	0,68	0,39
				Tv	0,73	1,26	0,87	0,78	1,23	0,65	1,05	0,85	1,07
Neu_bim	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	1	1	Ss	0,19	0,54	0,95	0,10	0,39	0,70	0,39	0,17	0,29
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pol_irr	<i>Polycentropus irroratus</i>	60	12	Ss	0,96	0,01	0,48	0,88	1,00	0,19	0,82	0,71	0,69
				Tv	0,01	0,02	0,27	0,00	0,00	0,19	0,41	0,55	0,80
Lyp pha	<i>Lype phaeopa</i>	14	5	Ss	0,90	0,33	0,37	0,87	0,70	0,18	0,61	0,68	0,38
				Tv	0,58	1,40	0,55	0,37	1,35	0,29	1,13	0,82	1,22
Lyp_red	<i>Lype reducta</i>	61	12	Ss	0,94	0,32	0,33	0,90	0,69	0,17	0,64	0,72	0,58
				Tv	0,34	1,37	0,60	0,24	1,31	0,30	0,98	0,65	1,00
Psy_pus	<i>Psychomyia pusilla</i>	2	2	Ss	0,59	0,75	0,45	0,55	0,19	0,51	0,00	0,59	0,67
				Tv	1,47	0,80	1,87	1,47	0,75	2,03	0,19	1,36	0,31
Tin_spp	<i>Tinodes sp.</i>	3	1	Ss	0,97	0,00	0,62	0,88	1,00	0,09	1,00	0,60	0,60
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tin_wae	<i>Tinodes waeneri</i>	1276	24	Ss	0,96	0,01	0,50	0,88	1,00	0,18	0,84	0,61	0,64
				Tv	0,01	0,02	0,28	0,00	0,00	0,19	0,42	0,77	0,88
Not_cil	<i>Notidobia ciliaris</i>	82	10	Ss	0,96	0,01	0,45	0,88	1,00	0,21	0,78	0,71	0,66
				Tv	0,01	0,02	0,16	0,00	0,00	0,12	0,23	0,50	1,10
Ser_spp	<i>Sericostoma sp.</i>	26	10	Ss	0,99	0,95	0,08	1,00	0,00	0,02	0,18	0,87	0,32
				Tv	0,02	0,06	0,20	0,00	0,00	0,05	0,56	0,30	1,01
	<b>Diptera</b>												
Lisp_spp	<i>Lispe sp.</i>	1	1	Ss	0,25	0,63	0,83	0,00	0,16	0,48	0,29	0,33	0,31
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Atri_spp	<i>Atrichopogon sp.</i>	2	2	Ss	0,27	0,57	0,59	0,22	0,43	0,55	0,22	0,57	0,21
				Tv	0,33	0,27	0,15	0,71	0,23	0,46	1,18	0,41	0,79
Cera_nae	Ceratopogoninae	844	56	Ss	0,58	0,73	0,44	0,53	0,21	0,35	0,28	0,52	0,29
				Tv	0,97	0,70	1,02	1,05	0,72	0,96	0,81	1,04	0,84
Das_spp	<i>Dasyhelea sp.</i>	97	4	Ss	0,97	0,89	0,12	0,99	0,08	0,05	0,18	0,89	0,47
				Tv	0,02	1,02	0,38	0,10	0,97	0,17	0,79	0,47	0,50
For_spp	<i>Forcipomyia sp.</i>	1	1	Ss	0,18	0,59	0,79	0,06	0,49	0,82	0,55	0,43	0,48
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chb_spp	<i>Chaoborus sp.</i>	8	4	Ss	0,43	0,33	0,71	0,33	0,61	0,61	0,52	0,36	0,59

Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
				Tv	1,21	0,84	0,66	1,14	0,95	1,06	0,89	0,61	1,15
Ano_spp	<i>Anopheles</i> sp.	16	3	Ss	0,18	0,55	0,74	0,03	0,43	0,78	0,44	0,32	0,19
				Tv	0,02	0,10	0,37	0,09	0,21	0,22	0,61	1,01	0,32
Cul_spp	<i>Culex</i> sp.	52	1	Ss	0,18	0,57	0,79	0,06	0,49	0,82	0,55	0,08	0,23
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Doli_dae	Dolichopodidae	1	1	Ss	0,12	0,49	0,87	0,03	0,41	0,86	0,43	0,00	0,26
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Epy_dae	Ephyridae	6	2	Ss	0,20	0,54	0,59	0,05	0,28	0,61	0,39	0,51	0,13
				Tv	0,15	0,22	0,30	0,28	0,65	0,42	0,66	1,23	0,66
Chio_nae	Chioneinae	8	1	Ss	0,12	0,49	0,87	0,03	0,41	0,86	0,43	0,00	0,26
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lino_nae	Limnophilinae	1	1	Ss	0,18	0,51	0,80	0,00	0,37	0,80	0,22	0,59	0,33
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limo_nae	Limoniinae	6	2	Ss	0,18	0,57	0,86	0,06	0,49	0,78	0,39	0,06	0,27
				Tv	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,11	0,67	0,05	0,21
Psd_spp	<i>Pseudolimnophila</i> sp.	1	1	Ss	0,12	0,49	0,87	0,03	0,41	0,86	0,43	0,00	0,26
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Per_ini	Psychodidae	1	1	Ss	0,96	0,02	0,62	0,88	1,00	0,09	1,00	0,17	0,80
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chrp_spp	<i>Chrysopilus</i> sp.	7	2	Ss	0,23	0,60	0,78	0,13	0,21	0,57	0,22	0,09	0,26
				Tv	0,16	0,05	0,42	0,19	0,89	0,61	0,19	0,18	0,28
Scat_dae	Scatophagidae	10	3	Ss	0,21	0,55	0,83	0,13	0,43	0,67	0,45	0,32	0,24
				Tv	0,21	0,13	0,50	0,51	0,42	0,60	1,44	0,56	0,21
Sci_dae	Sciomyzidae	2	1	Ss	0,18	0,57	0,79	0,06	0,49	0,82	0,55	0,08	0,23
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bes_spp	<i>Beris</i> sp.	1	1	Ss	0,97	0,99	0,01	1,00	0,00	0,04	0,21	0,79	0,41
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Odt_spp	<i>Odontomyia</i> sp.	1	1	Ss	0,18	0,51	0,55	0,00	0,37	0,67	0,46	0,67	0,07
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Oxe_spp	<i>Oxycera</i> sp.	47	3	Ss	0,17	0,55	0,81	0,05	0,46	0,82	0,49	0,11	0,23
				Tv	0,08	0,14	0,12	0,07	0,19	0,09	0,55	0,65	0,11
Str_spp	<i>Stratiomys</i> sp.	1	1	Ss	0,36	0,62	0,56	0,51	0,70	0,33	0,87	0,04	0,48
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Syrp_dae	Syrphidae	1	1	Ss	0,12	0,49	0,87	0,03	0,41	0,86	0,43	0,00	0,26
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chrs_spp	<i>Chrysops</i> sp.	29	6	Ss	0,35	0,71	0,74	0,27	0,19	0,54	0,31	0,41	0,34



Code	Taxa and taxonomic group	Št.	Poj		LaMo	CaSi	StFi	CaNa	Urb	Eut	Amm	SuSi	Mes
				Tv	0,81	0,55	1,15	0,86	0,51	0,80	0,51	0,75	1,09
Tab_spp	<i>Tabanus</i> sp.	2	1	Ss	0,96	0,99	0,00	1,00	0,00	0,00	0,04	0,82	0,00
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tip_spp	<i>Tipula</i> sp.	77	9	Ss	0,87	0,91	0,16	0,87	0,06	0,10	0,20	0,78	0,18
				Tv	0,73	0,45	0,70	0,79	0,51	0,54	0,91	0,75	0,72
Bri_bif	<i>Brillia bifida</i>	1	1	Ss	1,00	0,92	0,00	1,00	0,00	0,00	0,04	0,73	0,13
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chir_ini	Chironomini	21826	120	Ss	0,51	0,54	0,59	0,45	0,42	0,48	0,44	0,43	0,39
				Tv	0,99	0,94	0,95	0,98	0,96	1,00	1,01	0,98	0,96
Chi_plu_sk	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	225	22	Ss	0,16	0,57	0,88	0,08	0,38	0,82	0,43	0,19	0,31
				Tv	0,20	0,24	0,31	0,16	0,38	0,45	0,74	0,45	0,64
Chi_thm_sk	<i>Chironomus thummi</i> -Gr.	78	12	Ss	0,30	0,51	0,75	0,23	0,52	0,66	0,51	0,21	0,32
				Tv	0,58	0,58	0,61	0,66	0,55	0,73	1,06	0,56	0,83
Cor_spp	<i>Corynoneura</i> sp.	15	6	Ss	0,50	0,45	0,62	0,42	0,56	0,49	0,53	0,49	0,35
				Tv	1,08	1,01	0,80	1,08	0,98	1,04	1,18	1,10	0,87
Orth_nae	Orthoclaadiinae	2693	90	Ss	0,56	0,55	0,55	0,50	0,45	0,43	0,45	0,44	0,42
				Tv	0,98	0,97	0,95	0,99	0,98	0,99	1,08	1,02	0,98
Prd_oli	<i>Prodiamesa olivacea</i>	12	2	Ss	0,35	0,63	0,56	0,51	0,70	0,33	0,87	0,17	0,22
				Tv	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,95
Tany_nae	Tanypodinae	8411	109	Ss	0,52	0,56	0,57	0,46	0,39	0,45	0,42	0,45	0,36
				Tv	0,97	0,94	0,95	0,98	0,98	0,95	1,00	1,00	0,90
Tan_ini	Tanytarsini	14016	107	Ss	0,52	0,59	0,55	0,46	0,36	0,44	0,39	0,46	0,35
				Tv	0,96	0,89	0,96	0,98	0,93	0,94	0,96	1,00	0,86
Syl_spp	<i>Sylvicola</i> sp.	4	2	Ss	0,12	0,50	0,87	0,03	0,41	0,86	0,43	0,10	0,28
				Tv	0,02	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,10
	<b>Maxillopoda</b>												
Arg_spp	<i>Argulus</i> sp.	1	1	Ss	0,18	0,58	0,79	0,06	0,49	0,82	0,55	0,02	0,21
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<b>Lepidoptera</b>												
Parp_spp	<i>Paraponyx</i> sp.	4	1	Ss	0,17	0,53	0,80	0,00	0,37	0,80	0,22	0,48	0,20
				Tv	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nym_nym	<i>Elophila nymphaeata</i>	3	2	Ss	0,17	0,52	0,80	0,00	0,37	0,80	0,22	0,53	0,25
				Tv	0,02	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,36

