



БЪЛГАРСКА АКАДЕМИЯ НА НАУКИТЕ



**ИНСТИТУТ ПО БИОРАЗНООБРАЗИЕ И ЕКОСИСТЕМНИ
ИЗСЛЕДВАНИЯ**

Отдел „Водни екосистеми“

АВТОРЕФЕРАТ

на дисертация за присъждане на образователна и научна степен „доктор“
на тема

**СЪСТАВ, СТРУКТУРА И РАЗПРЕДЕЛЕНИЕ НА МАКРОЗООБЕНТОСА
В РИПАЛНАТА ЗОНА НА БЪЛГАРСКИЯ УЧАСТЪК ОТ Р. ДУНАВ В
УСЛОВИЯТА НА АНТРОПОГЕНЕН НАТИСК И ВЪЗДЕЙСТВИЕ**

МИЛА КИРИЛОВА АЛЕКСАНДРОВА-ИХТИМАНСКА

Научен ръководител: доц. д-р ЛЪЧЕЗАР ПЕХЛИВАНОВ

Научна специалност: 01.06.11 „Хидробиология“

София, 2025 г.

Дисертационният труд е обсъден и насочен за защита на разширено заседание на отдел „Водни екосистеми“ при Института по биоразнообразие и екосистемни изследвания на БАН, състояло се на 13 януари 2025 г.

Дисертационният труд съдържа 173 страници текст, 32 таблици, 55 таблици и 13 приложения. Списъкът с цитирана литература е съставен от 215 заглавия, от които 27 са на кирилица и 188 - на латиница.

Защитата ще се състои на 2025 г. (.....) отч. в

Научното жури е назначено със Заповед № 16/14.02.2025 г. на Директора на ИБЕИ-БАН и е в състав:

Вътрешни членове:

- 1. доц. д-р Лъчезар Пехливанов (ИБЕИ-БАН) – научен ръководител*
- 2. доц. д-р Янка Пресолска (ИБЕИ-БАН)*

Външни членове:

- 3. проф. д-р Йордан Узунов (пенсионер)*
- 4. проф. д-р Здравко Хубенов (пенсионер)*
- 5. проф. д-р Дилиян Георгиев (Тракийски университет – Стара Загора)*

Резервни членове:

- 1. проф. д-р Милчо Тодоров (ИБЕИ-БАН) - вътрешен член*
- 2. доц. д-р Димитър Кожухаров (СУ „Св. Климент Охридски“) - външен член*

Материалите по защитата са на разположение на интересуващите се в библиотеката на Института по биоразнообразие и екосистемни изследвания, БАН, София, ул. „Майор Юрий Гагарин“ № 2 и на интернет адрес: www.iber.bas.bg.



БЪЛГАРСКА АКАДЕМИЯ НА НАУКИТЕ



ИНСТИТУТ ПО БИОРАЗНООБРАЗИЕ И ЕКОСИСТЕМНИ
ИЗСЛЕДВАНИЯ

Отдел „Водни екосистеми“

АВТОРЕФЕРАТ

на дисертация за присъждане на образователна и научна степен „доктор“
на тема

**СЪСТАВ, СТРУКТУРА И РАЗПРЕДЕЛЕНИЕ НА МАКРОЗООБЕНТОСА
В РИПАЛНАТА ЗОНА НА БЪЛГАРСКИЯ УЧАСТЪК ОТ Р. ДУНАВ В
УСЛОВИЯТА НА АНТРОПОГЕНЕН НАТИСК И ВЪЗДЕЙСТВИЕ**

МИЛА КИРИЛОВА АЛЕКСАНДРОВА-ИХТИМАНСКА

Научен ръководител: доц. д-р ЛЪЧЕЗАР ПЕХЛИВАНОВ

Научна специалност: 01.06.11 „Хидробиология“

София, 2025 г.

„.....Sonne, Bäume, Blumen, Wasser und Liebe. Freilich, fehlt letztere im Herzen des Beschauers, so mag Ganze wohl einen schlechten Anblick gewähren, und die Sonne hat dann bloß noch so und soviel Meilen im Durchmesser, und die Bäume sind gut zum Einheizen und, und die Blumen werden noch Staubfäden klassifiziert, und das Wasser ist naß.“

Heinrich Heine (Die Harzreise, 1826)

„.....слънце, дървета, цветя, вода и любов. И въпреки това, ако последното липсва в сърцето на наблюдателя, всичко останало може да придобие един беден облик, слънцето да има само диаметър от определен брой мили, дърветата да служат само за дърва за огрев, цветята да са само сбор от тичинки, а водата да е просто мокра.“

Хайнрих Хайне (Пътуване по Харц, 1826 г.)

Съдържание

1.	Увод	6
2.	Литературен преглед	7
2.1.	Обща характеристика на река Дунав.....	7
2.2.	Макрозообентосната фауна в българския участък на река Дунав	7
2.3.	Антропогенен натиск в основното корито на Долен Дунав съгласно Рамковата директива за водите	8
2.4.	Типология на българския участък на река Дунав съгласно изискванията на Рамковата директива за водите	9
2.5.	Референтни условия в големите реки	9
2.6.	Качество на водата и екологична оценка	9
3.	Цел и задачи.....	11
4.	Материали и методи.....	12
4.1.	Изследвани станции в рипалната зона на българския участък на река Дунав	12
4.2.	Методика на пробовземане на макрозообентос	15
4.3.	Таксономично определяне	16
4.4.	Методика на изследване на променливите на околната среда	16
4.5.	Методи за характеризиране на състава, структурата и разпределението на макрозообентосните съобщества	17
4.6.	Индекси за оценка на екологичния потенциал	18
5.	Резултати и обсъждане.....	19
5.1.	Таксономичен състав и разпределение на макрозообентоса в рипалната зона на българския участък на река Дунав	19
5.2.	Анализ на факторите и променливите на водната среда и въздействието им върху макрозообентосните съобщества.....	22
5.2.1.	Субстрат в рипалната зона	22
5.2.2.	Връзка между типовете субстрат и макрозообентоса.....	23
5.2.3.	Колебания на водните стоежи	23
5.2.4.	Въздействие на колебанията на водните стоежи върху макрозообентоса.....	24
5.2.5.	Фактори, които влияят върху температурата на водата, рН и електропроводимостта и концентрациите на разтворения кислород във водата, биогените, тежките метали и арсена във водата и седиментите	26
5.2.6.	Въздействие на температурата на водата, рН, електропроводимостта, разтворения кислород във водата,	

биогените, тежките метали и арсена във водата и седиментите върху макрозообентоса	29
5.3. Индекси на биологичното разнообразие.....	29
5.4. Индекси за таксономична разлика.....	30
5.4.1. Таксономична разлика между периода преди построяване на Железни врата I и съвременния период на изследване (2012-2014 г.)	31
5.4.2. Таксономична разлика на макрозообентосните съобщества в ръкавите на островите през 2012 г. и в основното корито през 2013 и 2014 г.	32
5.4.3. Таксономична разлика на макрозообентосните съобщества според състава на първично и вторично водните организми	34
5.5. Оценка на екологичния потенциал в рипалната зона на българския участък на река Дунав	36
5.5.1. Оценка на екологичния потенциал по физикохимичните параметри на средата	36
5.5.2. Най-слабо повлияни места в рипалната зона на българския участък на река Дунав	37
5.5.3. Оценка на екологичния потенциал чрез мултиметрични индекси	38
7. Изводи	42
8. Приноси	45
9. Библиография	46
10. Благодарности	52

1. Увод

Река Дунав е водната артерия, която в най-голяма степен определя и обединява Европа (Sommerwerk et al., 2022). По протежение на реката са разположени множество водни електроцентрали, индустриални зони, земеделски и горски територии. В нея се осъществява интензивно корабоплаване, изнемване на инертни материали, водочерпене, риболов. Бреговете и заливната тераса са подложени на значителни морфологични изменения. В резултат на тези дейности биологичното разнообразие на реката е подложено на силен и разнороден антропогенен натиск.

За опазване на водите в Европейския съюз е въведена Рамковата директива за водите – РДВ (Директива 2000/60/ЕО). Една от целите ѝ е постигането на „добро екологично и химично състояние“ (или потенциал) за всички вътрешни повърхностни води. Изследването и оценката на състоянието на водите на река Дунав са ключови за нейното опазване, т.к. те като те отразяват антропогенния натиск и стресовите фактори, на които е подложена. Биологичните компоненти на една екосистема отразяват по-добре дългосрочните промени в нея, отколкото химичните. Поради тази причина съгласно РДВ оценката на екологичното състояние следва да се основава на биологични елементи за качество (БЕК), а физичните и химични параметри имат само подкрепящо значение. Биологичните елементи за качество, въведени от РДВ, са фитопланктон, фитобентос, макрофити, макрозообентос и риби.

Рипалът е екотонна зона с относително високо разнообразие на местообитания в крайбрежната плитководна част на речния бентал (Узунов и Ковачев, 2009). Основен фактор, който определя неговите граници и структура заливният пулс на реката и чрез него периодичната промяна от водна към сухоземна екосистема (Tockner et al., 2000). Резултатите от проучванията на Русев (1978) показват, че видовото богатство и обилието на зообентоса достигат своя максимум в зоната до 200 m от българския бряг. Szekeres et al. (2019) потвърждават, че местообитанията в крайбрежната зона на река Дунав поддържат по-високо таксономично разнообразие и макрозообентосното съобщество реагира по-отчетливо на промените в средата, отколкото организмите в дълбоководната зона.

Макрозообентосното съобщество в основното корито на река Дунав, прилежащите влажни зони и притоци на територията на България е обект на множество изследвания в миналото. Независимо от това, в по-съвременен аспект не е правен обстоен анализ на антропогенния натиск в

рипалната зона и въздействието му върху състава и структурата на макрозообентоса в българския участък на река Дунав.

Настоящата разработка представя резултатите от тригодишно проучване на състава, структурата и разпределението на макрозообентосните сообщества в рипалната зона на българския участък на река Дунав, в контекста на съществуващия антропогенен натиск.

2. Литературен преглед

2.1. Обща характеристика на река Дунав

Река Дунав започва от планинската верига Шварцвалд в Германия. Тя е дълга 2826 km и се влива в Черно море. Тя е втората най-голяма река в Европа с площ на водосбора 801 463 km² (ICPDR, 2021). Басейнът на реката се разделя на три основни участъка (Горен, Среден и Долен Дунав) и делтата. Режимът на водните стоежи в българския сектор е в пряка зависимост от режима на Среден Дунав. Независимо от значителните размери на речното корито и речната долина на Долен Дунав многогодишните амплитуда на колебание на водните стоежи е голяма – средно около 850 cm за целия български сектор (Младенов, 1978). Максималните водни количества протичат през април-май, а минималните – през септември-октомври.

2.2. Макрозообентосната фауна в българския участък на река Дунав

В българския участък на река Дунав изследванията върху таксономичния състав и биомасата на макрозообентосните сообщества започват с проучването им като храна за чигата (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758) от проф. д-р Б. Русев, отразени в серия от публикации с начало 1957 г. Цялостни и обобщени изследвания върху състава, числеността и биомасата на бентосната фауна са описани от Русев (1966; 1967; 1974), Russev et al. (1983; 1998), Russev & Uzunov (1991) и Buijs et al. (1992). Подробни съвременни изследвания върху състава и числеността са представени и от Litheráthy et al. (2002) и Graf et al. (2008; 2014). Подробно и цялостно проучване на дунавския зообентос като храна на есетровите риби по протежение на целия български участък прави Маргаритова

(2022). Russev (1969) потвърждава, че субстратът е главният фактор, който влияе върху разпределението на дунавския зообентос.

2.3. Антропогенен натиск в основното корито на Долен Дунав съгласно Рамковата директива за водите

Завиряванията са един от най-мощните типове хидроморфологичен натиск в река Дунав. Те са в резултат от изграждането на бариери, които в допълнение към прекъсването на речното корито, променят и условията в реките нагоре по течението. В Долен Дунав хидрологичният режим е променен от хидровъзлите Железни врата I и II, намиращи се на ркм 943 и ркм 863 (пуснати в експлоатация през 1972 и 1984 г.), както и от хидротехническите съоръжения на притоците Олт, Арджеш, Сирет и Прут (Schwarz et al., 2014). Същите автори допълват, че индикатор за това са промените във водното количество в участъка след хидровъзлите, в резултат на режима им на работа. Характерно за режима на водните стоежи в участъка под хидровъзела е непрекъснатото редуване на резки повишения на нивото с резки понижения, като денонощната амплитуда на колебание силно надвишава амплитудата при естествен режим на реката (Младенов, 1978), в резултат от т. нар. „hydropeaking“, който се причинява от задържане и рязко изпускане на водни количества в резултат на режима на работа на централата на дневна база (Smokorowski, 2022). Язовирите Железни врата са причина за намаляване на пренесените/суспендирани твърди частици в Долен Дунав с повече от 50%. Коририрането на речното корито за подобряване на условията за корабоплаване и драгирането на седименти водят до вкопаване на вкопаване на речното легло (Habersack et al., 2015), изостряне на амплитудата на приливната вълна и отнасянето на по-финия по размер субстрат (Казаков, 2017; Михов и Христов, 2010). Андигирането (изграждането на диги) водят нарушаване на обмяна на седименти между заливните зони и реката, което води до намаляване на втока им в основното корито и намаляване на речни елементи като пясъчни и чакълени коси, които са ценни местообитания (Казаков, 2017).

Основните източници на азот са подпочвените води, замърсени от селското стопанство и отпадъчни води от населените места (около 67% от всички източници). Доминиращите източници на фосфор са отпадъчните води от населените места и земната ерозия (80% от всички източници) (ICPDR, 2015). Язовирите Железни врата играят важна роля в задържането на суспендирани седименти и Р. Резултатите от Четвъртото съвместно

проучване на река Дунав (Joint Danube Survey 4) показват, че стойностите на TN и TP са по-ниски, но концентрациите на тежките метали във водата и в седиментите са в същия диапазон в сравнение с предходните проучвания.

2.4. Типология на българския участък на река Дунав съгласно изискванията на Рамковата директива за водите

Рамковата директива за водите (Директива 2000/60/ЕО) счита, че точната типология е важен аспект от ефективното управление на водите и мониторинга на екологичното състояние. В Наредба Н-4/2012 г. от националното законодателство българският участък на реката е определен като речен тип Среден и Долен Дунав с код R6, попадащ в екорегия 12 Понтийска провинция.

2.5. Референтни условия в големите реки

Референтни условия на даден тип повърхностни води категория река съгласно РДВ, отразяват състояние, което се доближава до естествените, незасегнати от човешката дейност условия (биологични, химични, хидроморфологични и др.). Съгласно Stoddard et al. (2006) могат да се определят 4 типа референтни условия за долните течения на големите реки, един от които е „най-слабо повлияни“. Най-слабо повлияни условия са условия, които отразяват най-доброто състояние, съществуващо към момента на изследване по отношение на физичните, химичните и биологичните характеристики на водното тяло.

2.6. Качество на водата и екологична оценка

Структурните индекси като индексът за индивидуално видово разнообразие на Shannon-Weaver (Shannon & Weaver, 1949) и индексът за изравненост на Pielou (Pielou, 1966) отчитат смущения и отклонения, настъпили във видовия състав и структурата на хидробиоценозите. Индексът за таксономична разлика (Δ^+) се прилага традиционно при оценката на човешкото въздействие върху съобществата на морските дънни безгръбначни животни (Warwick, 1988; Anderson et al., 2005; Jones, 2008). В сладководните екосистеми обаче стойностите на индекса показват

различия по отношение на оценката на градиента на качеството на околната среда. За оценка на екологичното състояние и качеството на водата и в съответствие с изискванията на РДВ са разработени различни видове биотични индекси като ирландски биотичен индекс, белгийски биотичен индекс и BMWP – индекс.

За оценката на екологичното състояние на големи реки от порядъка на долното течение на река Дунав, съгласно изискванията на РДВ, има разработени редица мултиметрични индекси в опит да обхванат разнообразните видове антропогенен натиск. Такива са фламандският мултиметричен индекс (Gabriels et al., 2010) и индексът Модифициран експресен метод за биологичен мониторинг (Modified Rapid Biological Assessment – mRBA), разработен в рамките на проект „Интеркалибриране на методите за анализ на биологичните елементи за качество (БЕК) за типовете повърхностни води на територията на България, съответстващи на определени общи европейски типове в Географските групи за интеркалибрация“ (Консорциум „ДИКОН-УБА“, 2015) за целите на екологичната оценка на българския участък от река Дунав и е включен в Наредба Н-4/2012 г.

Средно за българския участък на река Дунав в периода 1956-1958 г. е установена олиго – β -мезосапробна степен на замърсяване (Russev, 1959) и β -мезосапробна степен в периода след 1964 г. (Иванов и Русев, 1974). Последващи изследвания показват, че българският участък попада в β - α -мезосапробната степен на замърсяване (Russev & Uzunov, 1991). През юни месец 1991 г. е проведена българско-холандска експедиция, по време на която са изследвани 22 напречни профила на реката. Повечето от профилите по цялото си протежение попадат в зоната на α -мезосапробията, 5 станции на десния бряг и 1 на левия са оценени като β -мезосапробни и две станции от десния бряг - като полисапробни (Buijs et al., 1992). През 2001г., 2007 г., 2013 г. и 2019 г. са проведени четири поредни съвместни дунавски изследвания (Joint Danube Survey/ JDS 1, 2 ,3, 4) по протежение на цялата река. Резултатите показват, че станциите по протежение на българския бряг попадат в преобладаващата си част в клас II/добро екологично състояние (Litheráthy et al., 2002; Graf et al., 2008; 2014; Očadlík et al., 2020).

При определени условия съгласно РДВ повърхностните водни тела се определят като силномодифицирани такива. През 2004 г. между Република Румъния и Република България е постигнато споразумение за река Дунав в българско-румънския участък от ркм 833,60 при с. Ново село до ркм 375,50 при гр. Силистра трансграничното водно тяло да бъде

определено като силномодифицирано (ПУРБ, 2010-2015). Екологичният потенциал в рамките на действие и на трите планове на управление на речните басейни в Дунавски район на басейново управление (ПУРБ, 2010-2015; ПУРБ, 2016-2021; ПУРБ, 2022-2027) е оценен като „Умерен“.

3. Цел и задачи

Цел на настоящето изследване е чрез проучване на състава, структурата и разпределението на макрозообентоса в рипалната зона на българския участък от река Дунав и сравнителен ретроспективен анализ на налични данни да се очертаят промените и да се оцени екологичния потенциал на различни участъци и местообитания, като се използват мултиметрични показатели за екологична класификация.

За основна работна хипотеза беше прието, че промените в състава, структурата и разпределението на макрозообентоса отразяват въздействието от различни видове антропогенен натиск, като въздействието на хидроморфологичния натиск е по-силно, отколкото това, свързано с натоварването от биогени и тежки метали.

За осъществяването на поставената цел и потвърждаването или отхвърлянето на работната хипотеза бяха набелязани следните основни задачи:

1. Оценка на параметрите на съществуващия антропогенен натиск и въздействие в рипалната зона на българския дунавски сектор;
2. Определяне на моделни повлияни и референтни речни участъци;
3. Проучване на таксономичния състав, структурата и разпределението на съобществата от дънни безгръбначни животни в моделните участъци;
4. Идентифициране на параметри на макрозообентоса, показателни за различни форми на натиск и въздействие.

4. Материали и методи

4.1. Изследвани станции в рипалната зона на българския участък на река Дунав

Макрозообентозните проби бяха събирани от 29 станции (Таблица 1) в рипалната зона на българския участък на река Дунав.

Таблица 1. Описание на разположението на изследваните станции в рипалната зона на българския участък на р. Дунав.

№	Име	Описание на разположението на станцията на десния бряг (ДБ) на р. Дунав	Речен км
1	↓Тимок	След вливането на р. Тимок.	844
2	↑Ново село	Преди с. Ново село.	834
3	↓Видин	Станцията се намира в обхвата на индустриалната зона на гр. Видин.	784
4	ДБ Небуна	40 м от ДБ на р. Дунав срещу челото на о. Небуна.	751
5	↑Долни Цибър	Преди с. Долни Цибър.	718
6	ДБ Козлодуй	ДБ на р. Дунав срещу челото на о. Козлодуй.	702
7	о. Козлодуй	Чело на о. Козлодуй.	702
8	↓Огоста	След вливането на притока р. Огоста.	684
9	ДБ Лесковец	ДБ на р. Дунав срещу о. Лесковец.	672
10	↑Байкал	Преди с. Байкал.	640
11	↓Искър	След вливането на притока р. Искър.	635
12	↓Черковица	След с. Черковица след вливането на десния приток р. Вит и левият приток р. Олт.	601
13	о. Градина	Опашка на о. Градина. О. Градина се намира след вливането на р. Осъм и гр. Никопол.	590
14	Белене	ДБ на р. Дунав срещу о. Белене.	565
15	↑Свищов	Преди гр. Свищов.	559
16	↓Свищов	След гр. Свищов.	554
17	о. Вардим	Чело на о. Вардим.	547

№	Име	Описание на разположението на станцията на десния бряг (ДБ) на р. Дунав	Речен км
18	ДБ Вардим	ДБ на р. Дунав срещу чело на о. Вардим.	547
19	↓Янтра	След вливане на р. Янтра.	533
20	↑Русе	Преди гр. Русе, срещу опашката на о. Люляк.	500
21	↓Русенски Лом	След вливане на р. Русенски Лом.	497
22	↓Русе	След промишлена зона на гр. Русе.	482
23	Ряхово	ДБ на р. Дунав при с. Ряхово в близост до рибната борса, срещу о. Лунгу.	464
24	↓Тутракан	След от гр. Тутракан и вливането на левия приток р. Арджеш.	431
25	о. Гарван	Чело на о. Гарван.	409
26	ДБ Гарван	ДБ на р. Дунав срещу чело на о. Гарван.	409
27	ДБ Ветрен	ДБ на р. Дунав срещу чело на о. Ветрен.	394
28	Айдемир	Станцията се намира на фериботното пристанище на с. Айдемир.	382
29	Силистра	Станцията се намира в обхвата на промишлената зона на гр. Силистра.	380

Съгласно Плана за управление на речния басейн на Басейнова дирекция „Дунавски район“ 2010-2015 г. (Приложения 2.1.2.1 и 2.1.1.1) и Публичния регистър на разрешителни за ползване на повърхностен воден обект за изземване на наносни отложения, публикуван на интернет страницата на Изпълнителна агенция „Проучване и поддържане на река Дунав“ (ИАПД) ([Регулаторен режим \(appd-bg.org\)](http://regulator.bg)) бяха отбелязани точковите и дифузни източници на замърсяване на разстояние до 5 km нагоре по течението преди всяка станция; т. нар. „Нитратно уязвими зони“; площите, разрешени за изземване на инертни материали и драгиране на речното дъно. Също така като видове натиск бяха отбелязани и наличието на брегово укрепване на станцията, разположението на приток, пристанища с национално значение и град нагоре по течението на разстояние до 5 km. Също така за осигуряване на сравнимост на резултатите бяха подбрани и пунктове от националната мрежа за мониторинг на повърхностните води на Изпълнителна агенция по околна

среда (ИАОС) и такива, които са пробовземани в рамките на Третото съвместно изследване на р. Дунав (Joint Danube Survey 3), организирано от Международната комисия за опазване на река Дунав, което се проведе през 2013 г.

При определянето на референтни участъци в настоящото изследване беше използван подходът, при който се прави опит да се определят най-слабо повлияните места по Flotemersch et al. (2006a). В съответствие с информацията за антропогенния натиск предварително бяха определени станциите, които са антропогенно повлияни и такива, които могат да бъдат считани за най-слабо повлияни. (Таблица 2).

Таблица 2. Категоризация на станциите за пробовземане като „антропогенно повлияна“ и „най-слабо повлияна“ и съвпадение със станциите от мониторинговата мрежа на ИАОС и изследователската експедиция Joint Danube Survey 3.

Име	Антропогенно повлияна	Най-слабо повлияна	Мониторингова мрежа на ИАОС	JDS3	Речен км
↓Тимок	X			X	844
↑Ново село		X	X	X	834
↓Видин	X				784
ДБ Небуна		X			751
↑Долни Цибър		X			718
ДБ Козлодуй		X			702
о. Козлодуй		X			702
↓Огоста	X			X	684
ДБ Лесковец	X				672
↑Байкал		X	X		640
↓Искър	X				635
↓Черковица	X			X	601
о. Градина	X				590
Белене	X				565

Име	Антропогенно повлияна	Най-слабо повлияна	Мониторингова мрежа на ИАОС	JDS3	Речен км
↑Свищов		X			559
↓Свищов	X		X		554
о. Вардим		X			547
ДБ Вардим		X			547
↓Янтра	X			X	533
↑Русе	X		X		500
↓Русенски Лом	X			X	497
↓Русе	X				482
Ряхово	X				464
↓Тутракан	X				431
о. Гарван		X			409
ДБ Гарван		X			409
ДБ Ветрен		X			394
Айдемир	X				382
Силистра	X				380

4.2. Методика на пробовземане на макрозообентос

Полевите изследвания бяха проведени през месеците на маловодие в р. Дунав (юли, август и септември) на годините 2012, 2013 и 2014. Общо са събрани и анализирани 54 макрозообентосни проби.

Събирането на пробите беше осъществено в рамките на проектите:

- „Биологично разнообразие на водните екосистеми във влажните зони в заливната тераса на Долен Дунав и оптимизиране на екосистемните функции в условията на климатични промени” (ДО 02-352/2008), 2008-2012 г., финансиран от Фонд научни изследвания с ръководител доц. д-р Лъчезар Пехливанов;
- „Изследване на нивото на замърсяване на река Дунав с тежки метали и с органични продукти“, 2013 г., с ръководител доц. д-р Лъчезар Пехливанов (Пехливанов и др., 2013);

- „Актуализиране на план за управление на поддържан резерват „Сребърна” и разработване на план за управление на защитена местност „Пеликаните”, включително и всички необходими геодезически заснемания“ (ОПОС-20-УППР/17.04.2014; В-13-ЛПЕХ-060) с ръководител доц. д-р Лъчезар Пехливанов.

Макрозообентосните проби бяха събирани чрез мултихабитатния подход, който е съвместим с РДВ за оценка на екологичното състояние (AQEM Consortium, 2002). Типовете обследвани субстрати бяха: мегалитал, макролитал, мезолитал, микролитал, акал, псамал, псамопелал, аргилал, фитал, микроводорасли, потопена висша водна растителност (макрофити) и макроводорасли, полупотопена висша водна растителност (макрофити), живи части на сухоземни растения, ксилал, грубонаделена органична материя (ГНОМ), финонаделена органична материя (ФНОМ) и органична тиня.

Всички проби бяха фиксирани с разтвор на формалдехид до крайна концентрация от 4%.

4.3. Таксономично определяне

Пробите бяха промивани в лаборатория и сортирани под стереоскоп Olympus SZ61 TR и Optika SLX до главни таксономични групи. На ларвите от сем. Chironomidae бяха изготвени трайни препарати на външната морфология. Индивидите от таксономичните групи Turbellaria, Hirudinea, Bivalvia, Odonata, Coleoptera, Diptera и Diptera: Chironomidae бяха определени с помощта на специализирана литература. За таксономичното определяне на групите Oligochaeta, Gastropoda, Malacostraca, Ephemeroptera, Hemiptera и Trichoptera получихме съдействие от колеги – специалисти. Имената на видовете са съгласувани с номенклатурата на de Jong (2016).

4.4. Методика на изследване на променливите на околната среда

Няколко вида хидрофизични и хидрохимични променливи на средата бяха измерени по време на събирането на пробите: температура на водата (°C), концентрация на разтворения кислород (mg/L), кислородно насищане (%), активна реакция/pH, електропроводимост ($\mu\text{S}/\text{cm}$), концентрация на амониевия азот N-NH_4 и амониевите йони NH_4 (mg/L), концентрация на нитритния азот N-NO_2 и нитритите NO_2 (mg/L), концентрация на нитратния азот N-NO_3 и нитратите NO_3 (mg/L),

концентрация на ортофосфатния фосфор $P-PO_4$ и ортофосфатите PO_4 (mg/L), концентрация на общия фосфор P_{tot} (mg/L) във вода и седименти, концентрация на тежки метали (мед – Cu, олово – Pb, цинк – Zn, манган – Mn, желязо – Fe, никел – Ni) и арсен – As (mg/L) във вода и седименти. Измерванията на физичните и химични променливи на водната среда бяха извършени съгласно съответните БДС и ISO стандарти.

Възможността рипалната зона по нейното протежение да се разделя на разграничими участъци според дисперсиите на колебанията на водните стоежи беше тествана с F-test за равни дисперсии чрез програмата PAST version 4.03.

За установяване на градиента на антропогенен натиск бяха изследвани променливите на водната среда чрез анализ на сходствата (ANOSIM тест) и анализ на основните компоненти (PCA). При ANOSIM теста бяха използвани факторите „Антропогенно влияние“, „Органичен натиск“, „Местоположение“, „Драгиране“, „Участък от реката“. Анализите бяха извършени в програмата Primer v.6.

4.5. Методи за характеризиране на състава, структурата и разпределението на макрозообентосните сообщества

Вариабилността на обилието на главните таксономични групи беше изследвана чрез бокс-плот диаграми в условията на ниски и високи водни стоежи през 2013 и 2014 г. в програмата RStudio version 4.3.0.

Съставът, структурата и разпределението на макрозообентосните сообщества бяха изследвани чрез ANOSIM-тест и SIMPER (Similarity Percentage) метод. Визуализацията на резултатите беше извършена чрез nMDS-ординация (non-metric MultiDimensional Scaling). Distance-based linear model (DistLM) беше извършен за тестване на нулева хипотеза за липса на връзка между предсказващи променливите на средата и обилието и разпространението на макрозообентосните таксони (Legendre & Anderson, 1999). Анализите бяха извършени в програмата Primer v.6.

Чрез корелационен анализ и рангов коефициент на Спийрман беше изследвана връзката между стойностите на водните стоежи и обилието на главните таксономични групи в програмата PAST v. 4.03. Изследвана беше връзката между обилието на таксони от различен таксономичен ранг (клас, разред, семейство, род, вид) и колебанията на водните стоежи. За променлива, представяща колебанията на водните стоежи беше избрана дисперсията на разликите между стойностите на водните стоежи в периодите между 1^{ви} и 13^{ти} ден преди взимане на пробата.

За избор на задаване в модела на единия или другия вид разпределение беше извършен тест в програма RStudio version 4.3.0 с пакета „mvabund“. Крайният избор на модел за тестване на връзката между променливите и предикторите беше Обобщен линеен модел (Generalized linear model) с отрицателно биномно разпределение.

Индексът за разнообразие на Shannon-Weaver (H') и на изравнеността на Pielou (J') са предназначени да измерват само два аспекта на разнообразието – броят на видовете и разпространението на тяхното относително обилие. Индексите за средна таксономична разлика (Δ^+) и вариация на таксономичната разлика (Δ^+) (Clarke & Warwick, 1998) бяха използвани за определяне на многообразието на съобществата и за отразяване на степента на изравненост в разпределението на видовете по отношение на надвидовите таксони, тъй като включват допълнителна информация за еволюционното разнообразие на участващите таксони и за екологичната свързаност на групи видове. За изчислението на тези индекси беше съставен пълен инвентарен таксономичен списък на всички таксони макробезгръбначни в участъка от ркм 851 до ркм 130 на река Дунав, който включва и българския участък на р. Дунав въз основа на изследванията на Russev et al. (1983), Russev (1998), Graf et al. (2008; 2014), Георгиев (2014), Evtimova et al. (2019), Trichkova et al. (2019), Kutsarov (2019) и Hubenov (2019). Времевият период обхваща данни от изследвания на дънната безгръбначна фауна от 1952 г. до 2014 г. включително. В списъка не бяха включени таксони, установени след 2014 г. от съображения за съпоставимост на данните, т.к. това е последната година на настоящото изследване. Имената на таксоните са съгласувани с номенклатурата на de Jong (2016).

4.6. Индекси за оценка на екологичния потенциал

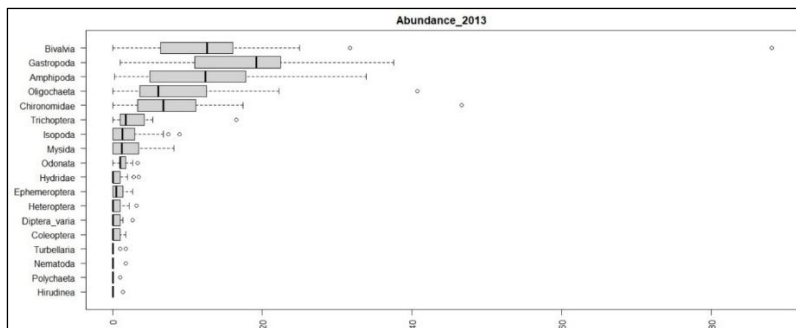
Екологичният потенциал на станциите в рипалната зона на българския участък на река Дунав беше оценен чрез два мултиметрични индекса за оценка – фламански мултиметричен индекс за оценка по макробезгръбначни за много големи реки с площ на водосбора над 10000 km² - MMIF (Gabriels et al., 2009) и модифициран експресен метод за биологичен мониторинг – mRBA, нормиран в националното законодателство (Наредба Н-4/ 2012 г.). Индексът mRBA е изчислен, като е приложена разработена в настоящото изследване модификация на методиката за изчисление. Корелациите между стойностите на EQR и променливите на водната среда бяха изчислени чрез корелационен

коэффициент на Спирман (Spearman rank correlations). Счита се, че ако индексите функционират правилно, се очаква стойността на EQR да намалява или да се увеличава в съответствие със стойностите на променливите на средата, указващи степента на антропогенния натиск.

5. Резултати и обсъждане

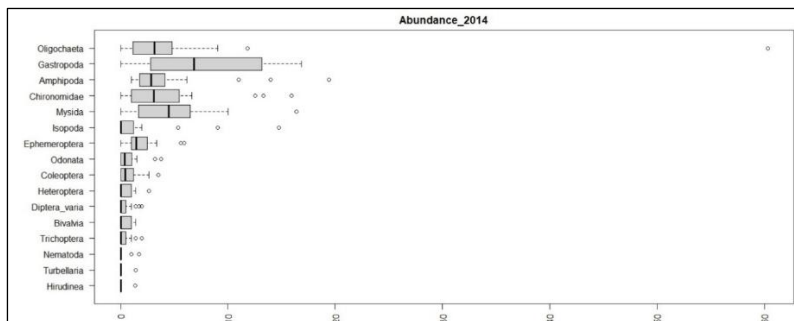
5.1. Таксономичен състав и разпределение на макрозообентоса в рипалната зона на българския участък на река Дунав

През 2013 г. в състава на макрозообентоса на изследваните пунктове са установени 133 таксона от видов ранг от 18 главни таксономични групи: Hydrozoa, Nematoda, Turbellaria, Polychaeta, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Mysida, Isopoda, Amphipoda, Odonata, Ephemeroptera, Hemiptera, Coleoptera, Diptera: varia и Chironomidae). През 2013 г. в границите на българския участък от р. Дунав се наблюдава високо обилие, както и голяма вариабилност на групите Bivalvia, Gastropoda, Amphipoda, Oligochaeta, Chironomidae. Резултатите показват, че колкото е по-високо обилието на дадена таксономична група, толкова е по-висока изменчивостта му на различните станции по протежението на реката (Фигура 1).



Фигура 1. Бокс-плот диаграма на обилието (инд./м²) на главните таксономични групи през 2013 г. (размер на пробата = 18).

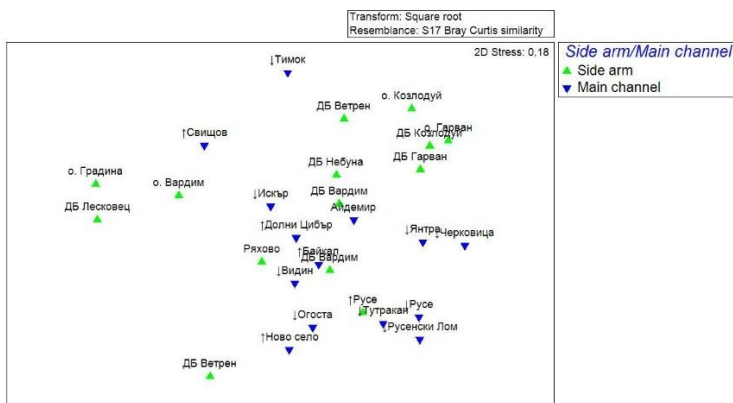
През 2014 г. са установени 93 вида от 16 главни таксономични групи: Nematoda, Turbellaria, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Amphipoda, Isopoda, Mysida, Odonata, Ephemeroptera, Hemiptera, Coleoptera, Diptera: varia и Diptera: Chironomidae. През 2014 г. тенденцията най-многочислените групи да показват и най-висока вариабилност на различните станции се проявява в значително по-малка степен, т.е. пространственото им разпределение в границите на българския участък от р. Дунав е значително по-равномерно. Представителите на Gastropoda отново са с най-висока вариабилност, но по-малочислени групи като Chironomidae и Mysida показват по-висока вариабилност дори от най-многочислената – Oligochaeta (Фигура 2).



Фигура 2. Бокс-плот диаграма на обилието (инд./м²) на главните таксономични групи през 2014 г. (размер на пробата = 20).

ANOSIM тестът показва достоверни различия между макрозообентосните сообщества на станциите в ръкавите на островите (2012 г.) и основното корито (2013 г.) ($R = 0,107$; $p = 0,031$) (Фигура 3).

SIMPER анализът показва, че таксоните, които допринасят в най-голяма степен за разликите в сообществата са *Corbicula fluminea*, Chironomidae Gen. sp., Oligochaeta Gen. sp., *Lithoglyphus naticoides*, *Obesogammarus obesus*, *Theodoxus fluviatilis*, *Dikerogammarus villosus*, *Esperiana esperi*, *Chelicorophium curvispinum*, Gammaridae Gen. sp. juv., *Chelicorophium* sp., *Microcolpia daudebartii* subsp. *acicularis*, *Holandriana holandrii*, *Dreissena* sp. и *Theodoxus danubialis*.



Фигура 3. nMDS-ординация на станциите в ръкавите на островите и основното корито в рипалната зона българския участък на река Дунав.

ANOSIM тестът показва достоверни различия между макрозообентосните съобщества на всички изследвани станции през трите години по фактор „Участък от реката“ с нива „горен“ и „долен“ ($R = 0,092$; $p = 0,013$), като последната станция надолу по течението, определена като попадаща в горния участък, е станция ДБ Вардим (Фигура 4). Според процентното разпределение на субстрата последната станция, попадаща в горния участък, е ↓Свищов, а според колебанията на водните стоежи - ↓Черковица. В рамките на Третото съвместно изследване на р. Дунав (Joint Danube Survey 3) Graf et al. (2014) разделят река Дунав от изворите до делтата на 6 добре обособени сектора според състава и обилието на макрозообентосното съобщество. Българско-румънският участък попада в сектори 5 и 6, като станция ДБ Вардим е последната, попадаща в сектор 5 и след нея е обусловена условната граница между двата сектора. Този резултат съвпада и с установеното в настоящото изследване. Също така се потвърждава и установеното от Russev (1960), че съставът на макрозообентоса пред българския бряг е достатъчно представителен за характеризиране на целия общ участък, т.к. в изследването на Graf et al. (2014) са включени и проби от румънския бряг.

SIMPER анализът показва, че таксоните, които допринасят в най-голяма степен за разликите в съобществата са *Oligocheta* Gen. sp., *Corbicula fluminea*, Chironomidae Gen. sp., *Lithoglyphus naticoides*, *Theodoxus fluviatilis*, *Dikerogammarus villosus*, *Esperiana esperi*, *Microcolpia*

корито, отчетено през 2013 г. Станциите са групирани по нива на фактора „Участък от реката“ съответно горен и долен ($R = 0,226$; $p = 0,007$), като последната станция надолу по течението, определена като попадаща в горния участък, е ↑Свищов. На станциите, категоризирани като попадащи в горния участък процентът на микролитал, акал, псамопелал и макрофити преобладава, докато на тези, категоризирани като попадащи в долния участък преобладават мега-, макро- и мезолитал, и псамал.

На станциите в ръкавите на островите процентът на субстрат с по-голям размер на частиците преобладава в горния участък, докато на станциите от основното поречие този процент преобладава в долния участък. Ръкавите на островите се считат за по-слабо повлияни от човешка дейност и разпределението на субстрата на тях вероятно отразява в по-голяма степен състояние, близко до естественото. На станциите от основното корито в голяма степен съставът на субстрата е повлиян от бреговото укрепване тип рип-рап, което се наблюдава на станции ↓Русенски Лом, ↓Русе, Айдемир и Силистра.

5.2.2. Връзка между типовете субстрат и макрозообентоса

Числеността на представителите на различните класове и разреци бяха тествани чрез DistLM за съответствие с процентното разпределение на субстрата на всички изследвани станции през 2012 г., 2013 г. и 2014 г. Представителите на първично водните организми от класовете Turbellaria, Polychaeta, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia и Malacostraca показват значима свързаност с типовете субстрати мезолитал, псамал, псамопелал, ксилал, фитал, органична тиня, макрофити и живи части на сухоземни растения. Представителите на вторично водните организми от разреците Ephemeroptera, Trichoptera и Diptera показват значима свързаност с типовете субстрати макролитал, аргилал, ксилал, фитал, органична тиня и живи части на сухоземни растения.

Класовете на първично водните организми показват значима свързаност с по-голям брой типове субстрати в сравнение с вторично водните организми. Изключение прави клас Bivalvia, като при неговите представители се наблюдава много ниско обилие, с изключение на мидата *Corbicula fluminea*, която се среща на почти всяка станция с голяма численост.

5.2.3. Колебания на водните стоежи

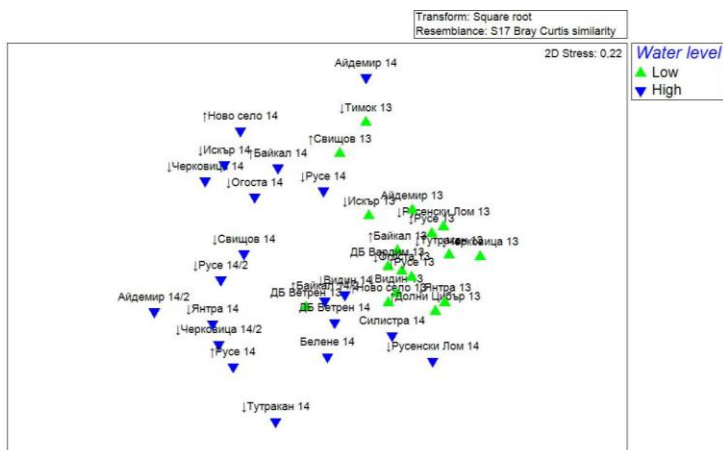
Рипалната зона на българския участък на река Дунав се разделя достоверно на два участъка - горен и долен - с граница преди гр. Свищов в района на гр. Белене по колебанията на водните стоежи в 13-дневния период (2013 г. $p=0,000000017596$; 2014 г. $p=0,004043$). Най-долната станция, попадаща в горния участък, е ↓Черковица. При ниски водни стоежи през 2013 г. колебанията са по-големи в горния участък. През 2014 г. при високи водни стоежи много висока дисперсия на колебанията се наблюдава само на станция ↑Ново село. В последващите станции дисперсиите на колебанията са малки и изравнени до станция ↓Черковица. Регистрираните водни стоежи през 2013 и 2014 години показват значително повишение на стойностите през 2014 г. в същия период на пробовземане август-септември.

5.2.4. Въздействие на колебанията на водните стоежи върху макрозообентоса

ANOSIM тестът показва достоверни различия по таксономичен състав и численост между макрозообентосните сообщества на станциите в двете изследвани години с нива на фактор „Воден стоеж“ – нисък и висок ($R = 0,359$; $p = 0,001$) (Фигура 5).

SIMPER анализът показва, че таксоните, които допринасят в най-голяма степен за разликите в сообществата са *Corbicula fluminea*, *Oligocheta* Gen. sp., *Chironomidae* Gen. sp., *Theodoxus fluviatilis*, *Esperiana esperi*, *Dikerogammarus villosus*, *Lithoglyphus naticoides*, *Chelicorophium* sp., *Microcolpia daudebartii* subsp. *acicularis*, *Theodoxus danubialis*, *Obesogammarus obesus*, *Limnomysis benedeni*, *Echinogammarus ischnus*, *Jaera sarsi* и *Bithynia tentaculata*.

Корелационен анализ между стойностите на водните стоежи и обилието на главните таксономични групи показва статистически значима корелация ($p < 0,05$) при групите *Hydridae*, *Oligochaeta*, *Gastropoda*, *Bivalvia*, *Amphipoda*, *Mysida*, *Odonata*, *Trichoptera* и *Chironomidae*.



Фигура 5. nMDS-ординация на станциите при ниски и високи водни стоежи през двете години на изследване (2013 и 2014) в рипалната зона на българския участък на река Дунав.

Резултатите от многовариантните тестове на регресионните модели показват, че за всеки от тестваните периоди от ден 1^{ви} до ден 13^{ти} преди взимане на пробата, обилието на макрозообентосното съобщество реагира на колебанията на водния стоеж с много висока степен на значимост (D13-D5: $p=0,001$; D4: $p=0,002$; D3 $p=0,006$; D2 $p=0,005$; D1 $p=0,034$). Нулевата хипотеза, която беше тествана е, че обилието на макрозообентоса не се променя при резки колебания на водните стоежи в определен период от време преди взимане на пробата, следователно този резултат е с много малка вероятност да се получи, ако нулевата хипотеза е вярна.

По-нататък е проверено кои таксони (видове и таксони с надвидов ранг) от съобществото реагират на колебанията на водните стоежи и при какъв период. В Таблица 3 са показани резултатите за тези таксони, при които нивото на значимост е над 0,05, както и на тези, при които то е между 0,05 и 0,099.

Таблица 3. Ефект на колебанията на водния стоеж през различните периоди върху макрозообентосните таксони. Показани са само тези връзки с ниво на значимост $p < 0.05$ и тези с p в интервала между 0.05 и 0.099.

Променлива \ Предиктор	D13	D12	D11	D10	D9	D8	D7	D6	D5	D4	D3	D2
<i>Oligochaeta</i>	0,052	0,03	0,028	0,048	0,036	0,044						
<i>Bithynia tentaculata</i>	0,076	0,071										
<i>Theodoxus danubialis</i>	0,052	0,048	0,073	0,07								
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0,052	0,055	0,087	0,048	0,065	0,044						
<i>Corbicula fluminea</i>	0,005	0,009	0,008	0,018	0,008	0,02	0,042					
<i>Dreissena</i> sp.	0,002	0,003	0,003	0,006	0,004	0,009	0,003	0,01	0,01	0,012	0,029	0,022
Corophiidae	0,024	0,009	0,008	0,021	0,008	0,016	0,024	0,047		0,078	0,028	
Gammaridae	0,003	0,008	0,003	0,006	0,005	0,011	0,015		0,09			
Hydropsychidae		0,048	0,055	0,07	0,064	0,049	0,044					

При всички описани таксони обилието реагира с понижаване при по-големи колебания във всички периоди, при които е установен ефект. Колебанията на водния стоеж с по-голяма сигурност оказват ефект върху обилието на представителите на *Oligochaeta*, *Th. danubialis*, *Th. fluviatilis*, *C. fluminea*, Corophiidae и Gammaridae, отколкото върху обилието на *B. tentaculata*, *Dreissena* sp. и Hydropsychidae.

5.2.5. Фактори, които влияят върху температурата на водата, рН и електропроводимостта и концентрациите на разтворения кислород във водата, биогените, тежките метали и арсена във водата и седиментите

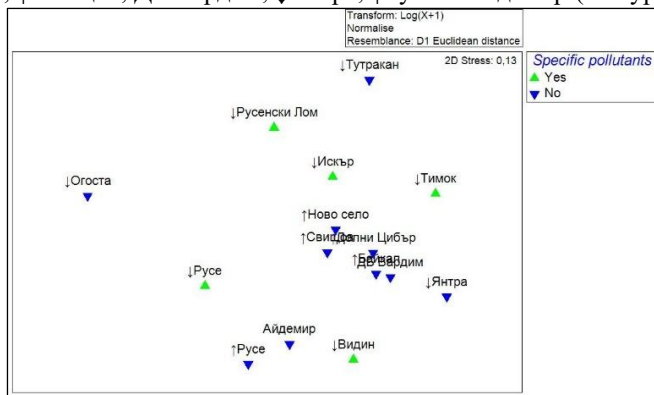
Като значими фактори, влияещи на температурата на водата, рН, електропроводимостта и концентрацията на разтворения кислород във водата, биогените, тежките метали и арсена във водата и седиментите се открояват наличието на източник на специфични замърсители, приток или град преди станцията, както и разположението на станциите в горния или долния участък от реката.

Като значими променливи на средата се открояват концентрацията на разтворения кислород, електропроводимостта, рН, концентрациите на нитрити, нитрати, амониеви йони, ортофосфати, общ фосфор, цинк, манган, желязо и арсен във водата и концентрациите на амониев азот и никел в седимента.

5.2.5.1. Фактор „Специфични замърсители“

Станциите, повлияни от източници на специфични замърсители са и с по-високи стойности на електропроводимостта с изключение на

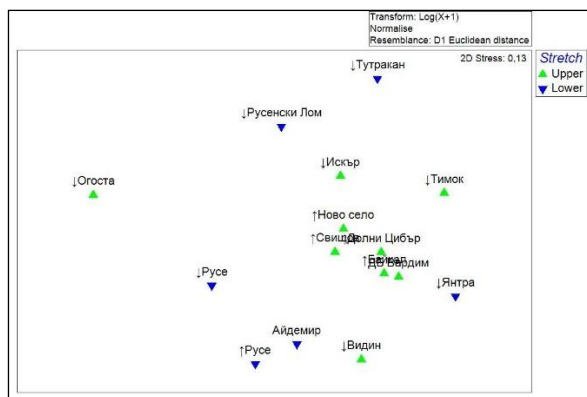
станция ↓Русе и на концентрациите на всички тежки метали и арсена във водата. Станциите, които не са повлияни от източници на специфични замърсители, са с по-ниски стойности на електропроводимостта, с изключение на станции ↑Ново село, ↓Видин и ↓Огоста и с по-ниски концентрации на тежките метали и арсена с изключение на станции ↓Огоста, ↑Свищов, ДБ Вардим, ↓Янтра, ↑Русе и Айдемир (Фигура 6).



Фигура 6. nMDS диаграма на станциите според концентрацията на най-значимите променливи на средата. ANOSIM-тест според фактор „Специфични замърсители, $R = 0,099$, $p = 0,211$.

5.2.5.2. Фактор „Участък от реката“

Станциите в горния участък на реката са с по-ниски концентрации на разтворения кислород, активната реакция и електропроводимостта и биогените в седиментите до станция ДБ Вардим включително (Фигура 7).

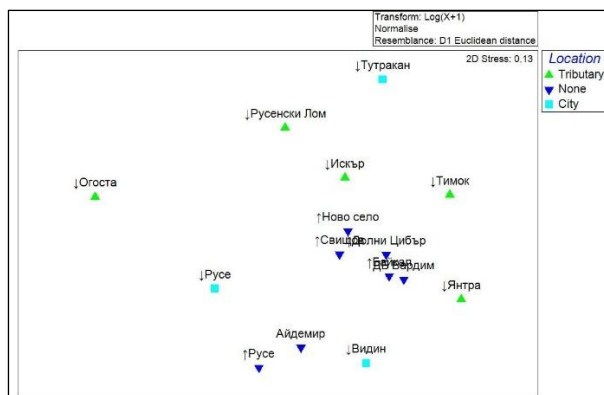


Фигура 7. mMDS диаграма на станциите според концентрацията на най-значимите променливи на средата. ANOSIM-тест според фактор „Участък от реката“, $R = 0,203$, $p = 0,048$.

5.2.5.3. Фактор „Местоположение“

Станциите, разположени след притоците се характеризират с по-високи концентрации на нитрити, нитрати, ортофосфати и общ фосфор, докато тези след градове – с по-високи концентрации на амониеви йони. Въпреки това наличието на град преди станцията все пак повлиява в по-голяма степен стойностите на концентрацията на биогените във водата, отколкото наличието на приток. Станциите, които не са разположени след приток или град се характеризират с ниски концентрации на биогените. Като цяло само наличието на приток преди станцията повлиява натоварването с тежки метали и арсен станцията, а не наличието на град, независимо, че станциите, разположени след градовете Видин и Русе са с най-високи концентрации на един или друг тежък метал или на арсен във водата.

Станциите, разположени след притоци са и най-натоварени с концентрации на тежки метали и арсен в седимента (Фигура 8).



Фигура 8. nMDS диаграма на станциите според концентрацията на най-значимите променливи на средата. ANOSIM-тест според фактор „Местоположение“, $R = 0,295$, $p = 0,016$.

5.2.6. Въздействие на температурата на водата, pH, електропроводимостта, разтворения кислород във водата, биогените, тежките метали и арсена във водата и седиментите върху макрозообентоса

Представителите на различните класове и някои разрези бяха тествани чрез DistLM за съответствие с променливите на средата – температура на водата, pH, електропроводимост, разтворен кислород във водата, биогени във водата и седиментите и тежки метали във водата и седиментите. Най-много променливи на средата влияят значимо на представителите на класовете Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca и разред Trichoptera – това са температура на водата, количество разтворен кислород, електропроводимост, концентрация на нитрити, ортофосфати, общ фосфор, цинк, манган и олово във водата. Независимо от това при сравнение с анализа на субстрата, променливите на средата обясняват по-малък процент от вариацията на данните.

5.3. Индекси на биологичното разнообразие

В ръкавите на островите на нито една станция индексът на Shannon-Weaver не заема стойности между 0 и 1, които да свидетелстват за

силно деградирала структура на съобществата. В основното корито на реката на станции ↓Тимок (2013 г.), ↑Долни Цибър (2013 г.), ↓Черковица (2013 г.), ↓Черковица 2 (2014 г.), ↑Ново село (2014 г.) и Айдемир (2014 г.) индексът е със стойности между 0 и 1. Две от тези станции (↑Долни Цибър и ↑Ново село) са предварително определени като „най-слабо повлияни“ (Таблица 5). От друга страна, станции ↓Видин, ↓Огоста, ↓Тутракан и Айдемир през 2013 г. и ↓Видин и ↓Черковица 1 през 2014 г., които са предварително определени като „антропогенно повлияни“ (Таблица 2), имат стойности на индекса над 2 - свидетелство за по-стабилна структура на съобществото и по-високо видово разнообразие. Прави впечатление обаче, че като цяло процентът на станции със стойност над 2 през 2014 г. е значително по-нисък от този през 2012 и 2013 г. Вероятна причина за това може да са по-високите водни стоежи и по-резките им колебания през 2014 г., които обуславят по-неблагоприятни условия за развитие на бентосните организми в рипалната зона.

Само на три станции стойностите на индекса на Pielou са над 0,5 – свидетелство за по-слабо доминиране на един или няколко вида – на станции ↓Черковица 1, ↓Тутракан и Силистра през 2014 г. На всички останали станции индексът е с ниски стойности, което е показател за по-висока степен на доминиране на един или няколко вида. Все пак процентът на стойности над 0,4 при станциите в ръкавите на островите е по-висок, отколкото на тези в основното корито. През 2014 г. високите водни нива и резките колебания на водните стоежи е възможно да ограничават числеността на всички видове безгръбначни и това да се отразява в малко по-високи стойности на индекса за изравненост в сравнение със станциите в основното корито през 2013 г. От друга страна в сходни условия на ниски водни стоежи съобществата на станциите в ръкавите на островите имат по-изравнена структура, отколкото тези в основното корито.

Корелационният анализ показва значима и достоверна корелация на стойностите на индекса на Shannon-Weaver само с концентрацията на нитритите във водата, която е слаба и отрицателна.

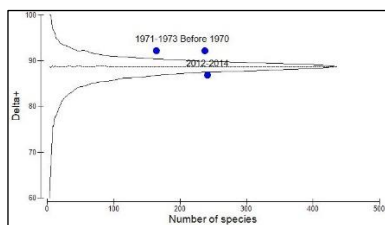
5.4. Индекси за таксономична разлика

В основата на ефективността на индекса за таксономична разлика за оценка на въздействието е предположението, че ефектите от човешката дейност биха могли добре да се разкрият на таксономично ниво, по-високо от вид, като близкородствени таксони, устойчиви или толерантни към замърсяване, биха се запазили, докато по-чувствителните групи биха

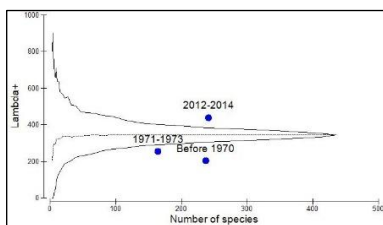
отпаднали (Warwick & Clarke, 2001). Тези индекси предполагат, че филогенетично близките видове (например видове, принадлежащи към един и същи род) имат по-сходни екологични предпочитания, отколкото филогенетично далечните такива (Clarke & Warwick, 1998). Поради тази причина намаляване на таксономичното разнообразие на изследваното съобщество може да се смята за признак за намаляване на разнообразието на местообитания и съответно влошено качество на условията на средата (Piperac et al., 2018).

5.4.1. Таксономична разлика между периода преди построяване на Железни врата I и съвременния период на изследване (2012-2014 г.)

Три времеви периода - преди построяването на хидровъзел Железни врата I (1952-1970 г.), непосредствено след построяването му (1971-1973 г.) и съвременния (2012-2014 г.) - са тествани за разлика в таксономичното богатство в опит да се определи, доколко то се е променило (Фигури 9 и 10). Таксономичните данни за периодите 1952-1970 г. и 1971-1973 г. са въз основа на Russev et al. (1983), а данните за съвременния период са въз основа на настоящото изследване и Graf et al. (2014).



Фигура 9. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Δ^+ на периодите 1952-1970 г., 1971-1973 г. и 2012-2014 г.



Фигура 10. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Λ^+ на периодите 1952-1970 г., 1971-1973 г. и 2012-2014 г.

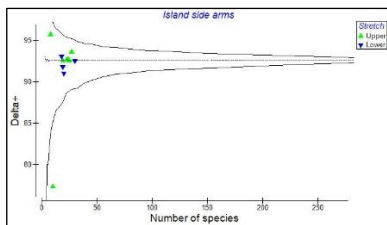
В участъка от ркм 851 до ркм 130 на река Дунав от установените общо през 1952-1970 г. и през 1971-1973 г. таксони, през съвременния период на проучване (2012-2014 г.) не са установени 111 вида. При първично водните безгръбначни (представители на 7 класа: Turbellaria, Polychaeta, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia и Malacostraca) се

наблюдава отпадане на 67 вида, 30 рода, 10 семейства и 5 разряда, докато при вторично водните безгръбначни от клас Insecta (представители на 4 разряда Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata и Trichoptera и 1 семейство Chironomidae от разред Diptera) се наблюдава отпадане на 44 вида, 22 рода и 10 семейства. От друга страна, при групите на първично водните организми се наблюдават новоустановени през периода 2012-2014 г. 41 вида, 20 рода, 3 семейства, 3 разряда, докато при вторично водните се наблюдават 70 вида, 30 рода и 2 семейства. Следва да се отбележи обаче, че само 10 от родовете принадлежат към разредите Ephemeroptera, Odonata и Trichoptera, а останалите принадлежат на семейство Chironomidae.

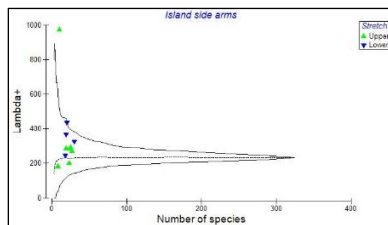
Периодите преди построяването на Железни врата I (преди 1970 г.) и съвременния (2012-2014 г.) се характеризират с по-голям брой видове в сравнение с периода, непосредствено след построяването на хидровъзела (1971-1973 г.), като се вижда, че в резултат от неговото построяване много от видовете, срещащи се в участъка, са отпаднали от съобществото. Независимо от това, индексите за таксономична разлика в периода непосредствено след построяването на хидровъзела показват, че богатството на надвидови таксони е по-високо в сравнение със съвременния период. Също така съвременният период се характеризира с по-ниска изравненост на надвидовите таксони и присъствие на отделни надвидови таксони, представени с повече видове в сравнение с периодите през 70-те години. Разредите Ephemeroptera и Plecoptera имат най-големи загуби по отношение на таксономичното богатство като разред Plecoptera изчезва напълно от безгръбначната фауна на Долен Дунав. При разред Trichoptera също се наблюдават повече изчезнали видове, но на надвидово ниво таксоните се запазват в по-голямата си част. По-съществени загуби на надвидови таксони се наблюдават и при класовете Turbellaria и Hirudinea. При класовете Gastropoda, Bivalvia и Malacostraca се установяват голям брой видове, отпаднали от съобществото, но на надвидово таксономично ниво не се наблюдават големи загуби. При клас Oligochaeta и семейство Chironomidae (Diptera) новоустановените през 2012-2014 г. видове са значително повече в сравнение с отпадналите, като не се наблюдават и почти никакви загуби на надвидови таксони.

5.4.2. Таксономична разлика на макрозообентосните съобщества в ръкавите на островите през 2012 г. и в основното корито през 2013 и 2014 г.

Станциите в ръкавите на островите, изследвани през 2012 г. имат много висока средна стойност на индекса за таксономична разлика Δ^+ и също така ниска средна стойност на вариацията на таксономичната разлика Λ^+ (Фигури 11 и 12). Тези стойности се доближават повече до стойностите на индексите, установени за периодите през 70-те години.

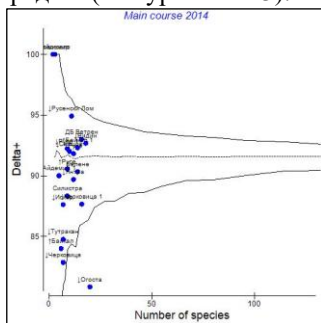


Фигура 11. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Δ^+ на станциите, категоризирани по фактор „Участък от реката“.

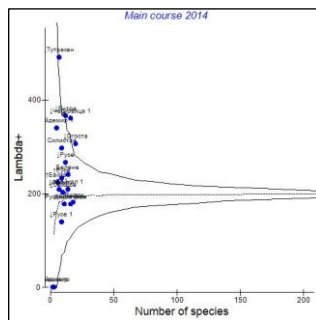


Фигура 12. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Λ^+ на станциите, категоризирани по фактор „Участък от реката“.

Станциите от основното корито се характеризират с по-ниско богатство и изравненост на надвидовите таксони от тези в ръкавите на островите. През 2014 г. в условията на високи водни стоежи и големи колебания най-голям брой станции са разположени извън доверителния интервал на вероятностната фуния, което е индикатор за влошени условия на средата (Фигури 12 и 13).



Фигура 12. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Δ^+ на станциите в основното поречие през 2014 г.



Фигура 13. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Λ^+ на станциите в основното поречие през 2014 г.

През трите години на изследване, анализирани поотделно, както и в целият период от 2012 до 2014 г., по-голямата част от станциите попадат в рамките на 95% доверителен интервал на вероятностните фунии. Това е свидетелство, че стойности на индексите за средна таксономична разлика и вариация на таксономичната разлика са близки до очакваните средни за района. В подкрепа на това е и оценката на Graf et al. (2014), според която българският участък на река Дунав попада в добро и отлично състояние според оценката на сапробността.

Независимо от това, в някои случаи станциите с най-малко видове също попадат в рамките на 95% интервал и така не могат да бъдат разграничени като места с повлияни и/или влошени условия. В тези случаи станциите попадат в най-широката част на фунията, където статистическият анализ е с най-ниска достоверност (Marchant, 2007).

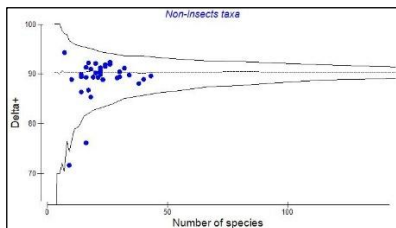
5.4.3. Таксономична разлика на макрозообентосните съобщества според състава на първично и вторично водните организми

Сравнението на средните стойности Δ^+ на първично (Фигури 14 и 15) и вторично водните организми (Фигури 16 и 17) показва по-високо богатство на надвидовите таксони на първично водните. Сравнението на средните стойности на Δ^+ обаче показва по-голяма изравненост на видовете в рамките на надвидовите таксони при вторично водните организми. Таксономичният състав на класовете Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca и сем. Chironomidae (Diptera) в българския участък на река Дунав се доближава в значително по-голяма степен до средно очакваното за района, докато таксономичният състав на класовете Turbellaria, Polychaeta, Oligochaeta и Hirudinea, и разредите Ephemeroptera, Odonata и Trichoptera е претърпял значителни промени.

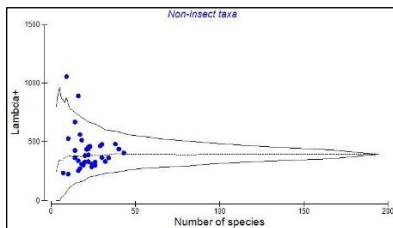
По отношение на богатството на видовете и надвидовите таксони, при представителите на класовете Gastropoda и Bivalvia на най-голям брой станции се наблюдава най-близко до средно очакваните стойности за района на българския участък на река Дунав. При представителите на клас Malacostraca този брой станции е по-малък, а най-малък е при класовете Turbellaria, Polychaeta, Oligochaeta и Hirudinea.

По отношение на чувствителността на индексите към промени в околната среда, изчисляването им въз основа на данните само с представителите на Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca, Trichoptera и

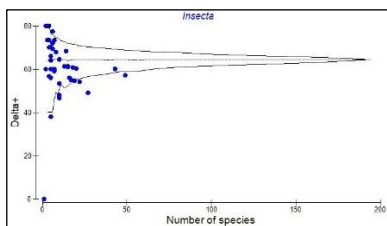
Chironomidae показва по-надеждни резултати в настоящото изследване. Това е в контраст със заключението на Piperac et al. (2018), че изключването на не-насекомните таксони би допринесло за повишаване на чувствителността на индексите за таксономична разлика.



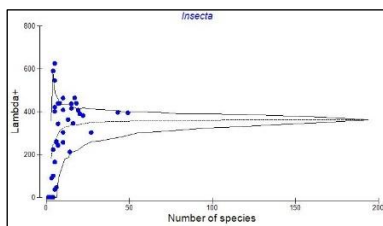
Фигура 14. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Δ^+ на станциите според таксономичния състав на първично водните организми.



Фигура 15. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Λ^+ на станциите според таксономичния състав на първично водните организми.



Фигура 16. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Δ^+ на станциите според таксономичния състав на вторично водните организми.



Фигура 17. Вероятностна фуния с разпределение на стойностите на Λ^+ на станциите според таксономичния състав на вторично водните организми.

5.5. Оценка на екологичния потенциал в рипалната зона на българския участък на река Дунав

5.5.1. Оценка на екологичния потенциал по физикохимичните параметри на средата

Съгласно Наредба Н-4/2012 г. за характеризиране на повърхностните води е направена оценка на екологичния потенциал по физикохимичните параметри.

Оценката на екологичния потенциал на водното тяло по физикохимичните параметри на средата показва влошаването му на проучените пунктове според концентрациите на разтворения кислород, нитратния азот, ортофосфатния и общия фосфор във водата през 2014 г. Нито една станция през двете години не е оценена изцяло в „Добър“ или „Отличен“ екологичен потенциал по всички физикохимични параметри. През 2014 г. се наблюдава влошаване на екологичния потенциал в рипалната зона на българския участък на река Дунав според стойностите на разтворения кислород, ортофосфатния фосфор и общия фосфор.

Регистрираните по-високи водни стоежи и резките им колебания през 2014 г. водят до повишаване на мътността в резултат на втока на органична и неорганична материя от заливаната брегова ивица. Високата мътност ограничава фотосинтетичната активност на микроводораслите (фитопланктон и фитобентос). Т.к. концентрацията на разтворения кислород в долните течения на реките се дължи преобладаващо на продукцията на микроводораслите, а не толкова на физикалната аерация (Иванов, 1978), ниските стойности, регистрирани през 2014 г. е вероятно да се дължат на хидрологичните условия. По време на високи води и наводнения се увеличава натоварването на реката с разтворим фосфор, който е свързан с разтворената органична материя, постъпваща от заливната тераса (Mayora et al., 2018). Също така ако речната заливна тераса и свързаните влажни зони са ограничени, то транспортираният надолу по течението фосфор се задържа в седимента на речното легло и при последващи високи води или наводнения се ресуспендира във водата (Zessner et al., 2005). Тези зависимости е възможно да допринасят за повишените концентрации на ортофосфатния и общия фосфор в условията на високи водни стоежи през 2014 г.

Нито една станция от изследваните през 2013 и 2014 г. не е оценена изцяло в „Добър“ или „Отличен“ екологичен потенциал по всички физикохимични параметри.

5.5.2. Най-слабо повлияни места в рипалната зона на българския участък на река Дунав

Предварително определени като най-слабо повлияни бяха станции ↑Ново село, ДБ Небуна, ↑Долни Цибър, ДБ Козлодуй, о. Козлодуй, ↑Свищов, о. Вардим, ДБ Вардим, о. Гарван, ДБ Гарван, ДБ Ветрен (Таблица 2 от Материал и методи).

При анализа на процентното разпределение на субстрата станциите в ръкавите на островите се открояват като такива с по-слабо повлияна структура на субстрата. Станции ↑Долни Цибър, ↑Свищов, ДБ Вардим, ↓Янтра, ↑Русе, ↓Русенски Лом, ↓Русе, ↓Тутракан и Айдемир са с най-слаби колебания на водните стоежи в условия на ниски водни стоежи. Стойностите на разтворения кислород са най-високи (>9 mg/L) на станциите в ръкавите на островите и на станция ↑Ново село през 2014 г. При ниски водни стоежи в основното корито през 2013 г. единствено станции ↑Свищов, ↑Русе и ↓Русе са оценени в „Отличен“ или „Добър“ екологичен потенциал по показателите разтворен кислород, рН, електропроводимост, амониев, нитритен и нитратен азот, ортофосфатен фосфор и общ фосфор. По отношение на концентрацията на тежки метали във водата станции ↑Ново село и ↑Долни Цибър са с ниски концентрации на всички изследвани елементи. Станция ↑Свищов е с ниски концентрации на всички изследвани биогени в седиментите.

Стойностите на индексите за биологично разнообразие на Shannon-Weaver и Pielou показват по-високо разнообразие и по-изравнена структура на станциите в ръкавите на островите в сравнение с тези в основното корито. Станциите в основното корито, предварително определени като най-слабо повлияни, ↑Ново село, ↑Долни Цибър и ↑Свищов имат ниски стойности на двата индекса, докато през 2013 г. станции ДБ Вардим и ↑Русе имат най-високи стойности.

Съгласно индексите за таксономична разлика при използване на таксономичния списък на класовете Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca, разред Trichoptera и сем. Chironomidae станции ↑Ново село, ↑Долни Цибър, о. Козлодуй, о. Вардим, ДБ Вардим, ↓Янтра и о. Гарван са най-близки до средно очаквания таксономичен състав за района на българския участък на река Дунав.

5.5.3. Оценка на екологичния потенциал чрез мултиметрични индекси

5.5.3.1. Предложение за модификация на методиката за изчисление на мултиметричния индекс mRBA

Съгласно методиката за изчисляване, стойността на индекса mRBA следва да се намали, ако са налице определени условия. В методиката обаче не е уточнено по какъв начин следва да се намали, като това поражда известно объркване при формиране на окончателната оценка. В големия процент от пробите, анализирани в настоящото изследване, имаше предпоставки и бяха изпълнени условия за намаляване на стойността.

При изчислението на mRBA и EQR беше разработена единна система за изчисление в случаите, когато се налага намаляване и получените стойности бяха тествани чрез корелационен анализ с променливите на средата. Тази система включва като начална стъпка редакция на описанието на относителното обилие на таксоните по индикаторни групи в различните класове в разширената схема към методиката. Следващата стъпка е поставяне на средна стойност на mRBA в рамките на всеки клас екологичен потенциал в разширената схема. Класовете в разширената схема са 5: „Отличен“ (90-100%), „Много добър“ (80-85%), „Добър“ (60-75%), „Умерен“ (40-55%), „Лош“ (25-35%) и „Много лош“ (<25%). При всеки от тях се изчислява средната стойност между горната и долната граница: за „Отличен“ – 95%, за „Много добър“ – 82,5%, за „Добър“ – 67,5%, за „Умерен“ – 47,5%, за „Лош“ – 30%, за „Много лош“ – 12,5%. Разглежда се съответствието на относителното обилие на таксоните от всяка индикаторна група от пробата поотделно в кой от класовете попада съгласно описанията в разширената схема, след което на индикаторната група се присъжда съответната средна стойност. Средните стойности на присъстващите индикаторни групи се събират и се осредняват, с което се получава крайната стойност на mRBA.

Въз основа на инвентарния таксономичен списък на видовете за българския участък на река Дунав от списъка на индикаторните таксони в методиката следва да се изключат родовете *Crenobia* Kenk, 1930 и *Polycelis* Kenk, 1930, сем. Siphonuridae и Cordulegastridae (група A); сем. Leuctridae, Philopotamidae, Rhyacophilidae, Sialidae (група B); сем. Cylindrotomidae, Empididae и Dixidae (група C) като такива, които не са установявани в

българския участък на река Дунав до този момент и долните течения на големите реки не са тяхно типично местообитание. Род *Rheotanytarsus* (група В) също би следвало да се изключи от списъка с индикаторните таксони, поради необходима висока квалификация на специалистите за неговата детерминация, а екологичните предпочитания на рода не се различават от тези на други родове на сем. Chironomidae (Andersen et al., 2013), характерни за участъка.

Граничните стойности на EQR за различните класове също бяха прецизирани съгласно стойностите на mRBA (Таблица 4).

Таблица 4. Прецизирани гранични стойности на mRBA и EQR за оценка на екологичния потенциал.

mRBA	EQR	Оценка
80÷100	0,80÷1,00	Отличен
60÷79	0,60÷0,79	Добър
40÷59	0,40÷0,59	Умерен
25÷39	0,25÷0,39	Лош
0÷24	0,00÷0,24	Много лош

5.5.3.2. Оценка на екологичния потенциал съгласно индексите mRBA и MMIF

Стойностите на EQR съгласно изчислението на mRBA чрез разработената система за намаляване и тези на Фламандския мултиметричен индекс MMIF са представени в Таблица 5.

През 2012 и 2013 г. в условията на ниски водни стоежи оценката по mRBA като цяло е по-висока, отколкото тази по MMIF. През 2014 г. в условията на високи водни стоежи оценката по MMIF е по-висока.

Сравнението на стойностите на EQR на двата индекса показва, че в големия процент от случаите те се доближават или са равни, но оценката се различава с една степен поради различията в границите на класовете съгласно методиките за изчисление. На преобладаващата част от станциите през 2012 и 2013 г. в условията на ниски водни стоежи, когато се наблюдава такова разминаване в оценката, mRBA определя по-висока степен на екологичен потенциал от MMIF. През 2012 г. 7 от общо 11 станции имат по-висока степен на екологичния потенциал по mRBA, през 2013 г. тези

станции са 10 от общо 17 изследвани. През 2014 г. в условията на високи водни стоежи тази тенденция е обратна в полза на MMIF – 7 от 20 изследвани станции са оценени с една степен по-високо спрямо mRBA.

През 2012 г. само 3 станции имат еднаква оценка по двата индекса, през 2013 г. тези станции са 5, а през 2014 г. – 10.

Таблица 5. Оценка на екологичния потенциал по EQR на индексите mRBA и MMIF на станциите в рипаланата зона на българския участък на река Дунав.

	EQR - mRBA	EQR - MMIF
2012		
ДБ Небуна	0,73	0,60
ДБ Козлодуй	0,62	0,60
о. Козлодуй	0,75	0,55
ДБ Лесковец	0,05	0,30
о. Градина	0,65	0,40
о. Вардим	0,43	0,60
ДБ Вардим	0,59	0,50
Ряхово	0,65	0,45
о. Гарван	0,65	0,50
ДБ Гарван	0,61	0,65
ДБ Ветрен	0,58	0,5
	EQR - mRBA	EQR - MMIF
2013		
↓Тимок	0,50	0,40
↑Ново село	0,66	0,55
↓Видин	0,78	0,60
↑Долни Цибър	0,59	0,45
↓Огоста	0,71	0,60
↑Байкал	0,65	0,45
↓Искър	0,39	0,55
↓Черковица	0,55	0,60
↑Свищов	0,25	0,40
ДБ Вардим	0,66	0,55
↓Янтра	0,48	0,50
↑Русе	0,66	0,65
↓Русенски Лом	0,61	0,60

	EQR - mRBA	EQR - MMIF
2014		
↓ Русе	0,53	0,55
↓ Тутракан	0,70	0,60
ДБ Ветрен	0,43	0,50
Айдемир	0,53	0,65
↑ Ново село	0,00	0,40
↓ Видин	0,39	0,60
↓ Огоста	0,50	0,70
↑ Байкал 1	0,50	0,45
↑ Байкал 2	0,35	0,55
↓ Искър	0,50	0,55
↓ Черковица 1	0,25	0,55
↓ Черковица 2	0,35	0,40
Белене	0,35	0,45
↓ Свищов	0,50	0,45
↓ Янтра	0,25	0,50
↑ Русе	0,25	0,45
↓ Русенски Лом	0,50	0,50
↓ Русе 1	0,43	0,55
↓ Русе 2	0,50	0,50
↓ Тутракан	0,25	0,30
ДБ Ветрен	0,65	0,55
Айдемир 1	0,25	0,20
	EQR - mRBA	EQR - MMIF
2014		
Айдемир 2	0,25	0,40
Силистра	0,35	0,40

5.5.3.3. Корелационен анализ на EQR и променливите на водната среда

Корелационният анализ с процентното разпределение на субстрата и променливите на средата показва, че стойностите на EQR на индекса mRBA имат достоверни корелации с 18 променливи на средата

(температура на водата, концентрация на разтворения кислород, амониите и нитритните йони във водата, фосфатните йони и общия фосфор във водата и нитратния азот в седиментите, колебанията на водните стоежи в периодите от 13^{ти} до 6^{ти} ден преди взимане на пробата и в периодите 3^{ти} и 2^{ри} ден), както и с процентното разпределение на три типа субстрат – мезолитал, ксилал и живи части на сухоземни растения.

Положителни корелации са установени с температурата на водата, разтворения кислород, фосфатите във водата и мезолитала, а отрицателни – с амониите и нитритните йони във водата, общия фосфор във водата, нитратния азот в седиментите, колебанията на водните стоежи и процентното разпределение на субстратите ксилал и живи части на сухоземни растения. Повишаването на екологичния потенциал е в съответствие с увеличаването на концентрацията на разтворения кислород. Отрицателните корелации с колебанията на водните стоежи потвърждават вече установеното отрицателно влияние на този фактор върху обилието на макрозообентосните таксони.

От друга страна, корелационният анализ с процентното разпределение на субстрата и променливите на средата показва, че стойностите на EQR на индекса MMIF имат достоверни корелации само със 7 променливи на средата (концентрация на разтворения кислород, амониите и нитритните йони във водата, амониевия азот в седиментите, колебанията на водните стоежи в периодите само 2^{ри} ден преди взимане на пробата), както и с процентното разпределение на два типа субстрат – мега- и мезолитал. (Таблица 32). Посоката на корелациите с разтворения кислород, амониите и нитритните йони, колебанието на водните стоежи и процентното разпределение на субстрата е същата, която отчита и корелационния анализ с EQR на mRBA, но са по-слаби.

7. Изводи

1. Таксономичният състав и числеността на макрозообентоса в рипалната зона на българския участък от река Дунав е представителен за целия българско-румънския участък от реката и успешно може да бъде използван за характеризиране на целия сектор.
2. В рипалната зона на основното корито на реката съставът на дънния субстрат в голяма степен е повлиян от бреговото укрепване от типа „рип-рап“, докато ръкавите на островите са по-слабо повлияни от човешка

дейност и може да се приеме, че съставът и разпределението на дънния субстрат отразяват естествените процеси в речния континуум.

3. Процентното разпределение на субстрата има водеща роля за разпределението на макрозообентосните сообщества, като класовете на първично водните организми показват значима свързаност с по-голям брой типове субстрати в сравнение с вторично водните организми.

4. В условията на ниски води таксономичните групи с по-високо общо обилие в рамките на даден участък проявяват и по-голяма вариабилност на отделните станции. В условията на високи води тази тенденция е по-слабо изразена, като по-малочислени групи проявяват по-голяма вариабилност.

5. Колкото са по-големи колебанията на водните стоежи и колкото е по-дълъг периодът преди взимане на пробата, в който те се случват, толкова е по-значима връзката с промяната в числеността на организмите. *Oligochaeta*, *Th. danubialis*, *Th. fluviatilis*, *C. fluminea*, *Corophiidae*, *Gammaridae*, *B. tentaculata*, *Dreissena* sp. и *Hydropsychidae* показват добре изразена чувствителност към големи колебания на водните стоежи.

6. Хидрологичният режим оказва силно въздействие върху концентрациите на разтворения кислород и фосфора във водата, като при високи водни стоежи постъпващата разтворена органична материя от заливната тераса от една страна увеличава мътността, а от друга се увеличава и постъпването на свързания с органичната материя фосфор във водата. Органичното замърсяване се отчита по-силно при наличието на град преди станцията, отколкото при наличието на приток.

7. Замърсяването с тежки метали и арсен във водата е еднакво високо на станциите след притоци и след градове, докато акумулирането им в седиментите е по-голямо на станциите след притоците. От друга страна притоците и градовете оказват по-силно влияние при натоварването на водата с биогени, отколкото с тежки метали и арсен.

8. Високите водни стоежи и по-резките им колебания обуславят по-неблагоприятни условия за развитие на бентосните организми в рипалната зона. В условия на ниски водни стоежи сообществата на станциите в ръкавите на островите имат по-изравнена структура, отколкото тези в основното корито.

9. Въпреки големият брой видове, установен в съвременния период (2012 – 2014 г.), богатството на надвидови таксони остава по-ниско от наблюдаваното в ретроспекция дори през период на силно въздействие, непосредствено след построяването на хидровъзел Железни врата I.

9.1. Индексите за таксономична разлика не успяват да разграничат въздействието от различните видове антропогенен натиск върху състава на съобществата от дънни безгръбначни в рипалната зона на българския участък от река Дунав.

9.2. Стойностите на индексите за таксономична разлика на станциите в ръкавите на островите се доближават в най-голяма степен до тези от периодите през 70^{те} на XX век. Ръкавите на островите се открояват като едни своеобразни убежища и места, в които биологичното и таксономично богатство на първично водните дънни безгръбначни животни успява да се съхрани в най-голяма степен близко до средно очакваното за района на българския участък на р. Дунав.

9.3. В условията на високи водни стоежи с големи колебания средните стойности на индексите за таксономична разлика за всички станции не показват драстично отклонение от средното очаквано, което свидетелства, че дори в екстремни условия таксономичното богатство и изравненост на надвидови таксони успяват да се запазят близки до очакваното.

9.4. Промените в таксономичния състав, числеността и разпределението на представителите на групите *Gastropoda*, *Bivalvia*, *Malacostraca*, *Trichoptera* и *Chironomidae* в по-голяма степен от тези на други групи отразяват промените в състоянието на местообитанията.

10. Станциите в ръкавите на островите, както и станции ↑Ново село, ↑Долни Цибър, ↑Свищов и ↑Русе от основното корито се открояват като най-слабо повлияни от антропогенен натиск.

11. Оценката на екологичния потенциал според предложената модификация на методиката за изчисление на mRBA, нормиран в националното законодателство за мониторинг на река Дунав, показва, че в условията на ниски води (периодът, през който следва да се извършва стандартния хидробиологичен мониторинг) преобладаващата част от станциите в ръкавите на островите и немалка част от тези в основното корито попадат в „Добър“ екологичен потенциал.

12. Ефективността на индекса, изчислен съгласно предложената модификация на методиката за изчисление на индекса mRBA, се потвърждава и от достоверните корелации със значителен брой променливи на средата, които оказват влияние върху състава, структурата и разпределението на макрозообентосните съобщества.

8. Приноси

Потвърдителни

➤ В резултат от извършеното комплексно проучване е актуализирана информацията за таксономичния състав, структурата и разпределението на макрозообентосното съобщество в рипалната зона на българския участък на река Дунав, като е потвърдена тезата, че биологичното разнообразие на водните безгръбначни в европейските сладководни екосистеми е достигнало своето плато.

➤ Извършен е анализ на антропогенния натиск в рипалната зона на целия български участък и е изследвано влиянието на различни форми на натиск върху състава, структурата и разпределението на макрозообентоса. Потвърждава се по-силното въздействие на хидроморфологичния натиск в сравнение с това от натоварване с биогени и тежки метали.

Оригинални

➤ Извършено е първото задълбочено проучване на влиянието на колебанията на водните стоежи върху разпределението на макрозообентоса в рипалната зона на българския участък от р. Дунав на фона на оскъдната информация относно въздействието на колебанията на водните стоежи върху макрозообентоса в рипалната зона на долните течения на големи реки в европейски и световен мащаб.

➤ За първи път в българския участък от река Дунав са приложени индексите за таксономична разлика с данни за състава на макробезгръбначните и е тествана тяхната ефективност в лотични екосистеми. Тези индекси са широко използвани при морските макрозообентосни съобщества, но информацията относно прилагането им в лотични екосистеми е оскъдна.

Научно-приложни

➤ Направено е предложение за модификация в методиката за изчисление на mRBA, нормиран в националното законодателство за определяне на екологичен потенциал на реки тип R6 – Среден и Долен Дунав.

➤ Извършена е оценка на екологичния потенциал на голям брой пунктове в рипалната зона на българския участък от река Дунав с открояване на най-слабо повлияните от антропогенен натиск места.

9. Библиография

1. Anderson M.J., Diebel C. E., Blom W.M. & Landers T.J. 2005. Consistency and variation in kelp holdfast assemblages: spatial patterns of biodiversity for the major phyla at different taxonomic resolutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320: 35–56.
2. 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 1.0, February 2002.
3. Buijs P.H.L., Uzunov Y. & Tzankov K. 1992. Water quality profile of the Danube River along the Bulgarian-Rumanian stretch (June 1991). ICWS report 92.01, Amsterdam, 70 pp.
4. Clarke K.R. & Warwick R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35(4): 523–531.
5. Clarke K.R. & Warwick R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35(4): 523–531.
6. de Jong Y. 2016. Fauna Europaea. Fauna Europaea Consortium. Checklist dataset.
7. De Pauw N. & Vanhooren G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100:153-168.
8. Evtimova V., Vidinova Y. & Tyufekchieva V. 2019. Chapter 3: Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) from the Bulgarian Stretch of the Danube River and Adjacent Territories. In: Shurulinkov P., Hubenov Z., Beshkov S. & Popgeorgiev G. (eds). *Biodiversity of the Bulgarian-Romanian Section of the Lower Danube*. Nova Science Publishers, Inc., 73-118.
9. Gabriels W., Lock K., De Pauw N. & Goethals P.L.M. 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3): 199-207.
10. Graf W., Csányi B., Leitner P., Paunović M., Chiriac G., Stubauer I., Ofenböck T. & Wagner F. 2008. In: Liška I., Wagner F. & Slobodnik

- J. Joint Danube Survey 2. Final Scientific Report. ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, 33-60.
11. Graf W., Csányi B., Leitner P., Paunović M., Huber T., Szekeres J., Nagy C. & Borza P. 2014. Macroinvertebrates. In: Liška I., Wagner F., Sengl M., Deutsch K. & Slobodník J. (eds.). Joint Danube Survey 3. A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality. ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, 81-99.
 12. Habersack H., Jager E. & Hauer C. 2015. Danube River Sediment Transport and Morphodynamics. in Liška I. (ed.). The Danube River Basin. Springer Berlin, 525 p.
 13. Hubenov Z. 2019. Chapter 5: Species Composition and Distribution of Nematocera (Diptera: Insecta) from the Bulgarian Danube River Bank. In: Shurulinkov, P., Hubenov, Z., Beshkov, S., Popgeorgiev, G. (eds). Biodiversity of the Bulgarian-Romanian Section of the Lower Danube. Nova Science Publishers: 155-218.
 14. ICPDR. 2015. The Danube River Basin District Management Plan. Part A: Basin-wide Overview. Update 2015, 165 pp.
 15. ICPDR. 2021. Danube River Basin Management Plan. Part A Basin-wide overview. Update 2021. Vienna, 196 pp.
 16. Jones F.C. 2008. Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environ. Rev.*, 16: 45–69.
 17. Kutsarov Y. 2019. Chapter 4: Dragonflies and Damselflies (Odonata: Insecta) from the Bulgarian Stretch of the Danube River and Adjacent Territories. In: Shurulinkov, P., Hubenov, Z., Beshkov, S., Popgeorgiev, G. (eds). Biodiversity of the Bulgarian-Romanian Section of the Lower Danube. Nova Science Publishers: 119-154.
 18. Litheráthy P., Koller-Kreimel V. & Liška I. 2002. Technical Report of the International Commission for the Protection of the Danube River, 261 pp.
 19. Marchant R., 2007. The use of taxonomic distinctness to assess environmental disturbance of insect communities from running water. *Freshwater Biol.*, 52: 1634–1645.
 20. Mayora G., Schneider B. & Rossi A. 2018. Turbidity and dissolved organic matter as significant predictors of spatio-temporal dynamics of phosphorus in a large river-floodplain system. *River Research and Applications*, 34(7): 629-639.

21. Očadlík M., Lešťáková M., Csányi B., Elexová E.M., Svitok M. & Paunović M. 2021. Aquatic macroinvertebrates. In: Liška I., Wagner F., Sengl M., Deutsch K., Slobodník M. & Paunović M. (eds.). Joint Danube Survey 4. Scientific Report: A shared analysis of the Danube River. ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, 55-64.
22. Pielou E.C. 1966. The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
23. Piperac M.S., Milošević D., Petrović A. & Simić V. 2018. The best data design for applying the taxonomic distinctness index in lotic systems: A case study of the Southern Morava River basin. *Science of the Total Environment*, 610-611: 1281-1287.
24. Russev B. & Uzunov J. 1991. Zoobenthos und saprobiologischer Zustand der Donau während der im März 1988 durchgeführten internationalen Expedition. *Hydrobiology*, 37: 34-40.
25. Russev B. 1959. Beitrag zur Erforschung des Makrobenthos der Donau am bulgarischen Ufer. *Comptes Rendus Acad. Bulg. Sci.*, 12(4): 345-348.
26. Russev B. 1969. Der Grund als Hauptfaktor bei der Verteilung des Zoobenthos im bulgarischen Donauanschnitt. *Reports XI Conf. IAD*, Kiev, Sept. 1967: 286-290.
27. Russev B., Cure V. & Popescu-Marinescu V. 1983. Die Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeit und ihre Auswirkungen auf die Plankton- und Benthosbiozöten der Donau. *Hidrobiologia*, 17: 93-148.
28. Russev B., Petrova A., Yaneva I. & Andreev S. 1998. Diversity of zooplankton and zoobenthos in the Danube River, its tributaries, and adjacent water bodies. In: Meine C. (ed). *Bulgaria's Biological Diversity: Conservation Status and Needs Assessment. Volumes I and II*. Pensoft, Sofia & Moscow: 263-292.
29. Schwarz U., Holubova K., Cuban R., Matok P. & Busovsky J. 2014. Extended report on: Hydromorphology. Joint Danube Survey 3. International Commission for the Protection of the Danube River: 1-50.
30. Shannon C.E. & Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.

31. Smokorowski K.E. 2022. The ups and downs of hydropеaking: a Canadian perspective on the need for, and ecological costs of, peaking hydropower production. *Hydrobiologia*, 849: 421-441.
32. Sommerwerk N., Bloesch J., Baumgartner C., Bittl T., Čerba D., Csányi B., Davideanu G., Dokulil M., Frank G., Grecu I., Hein T., Kováč V., Nichersu I., Mikuska T., Pall K., Paunović M., Postolache C., Raković M., Sandu C., Schneider-Jacoby M., Stefke K., Tockner K., Toderas I. & Ungureanu L. 2022. Chapter 3. The Danube River Basin. In: Tockner K., Zarfl K. C. & Robinson C. (eds.) *Rivers of Europe* (Second edition), Elsevier, 81-180.
33. Stoddard J.L., Larsen D.P., Hawkins C.P., Johnson R.K. & Norris R.H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications* 16(4):1267-1276.
34. Szekeres J., Borza P., Csányi B., Graf W., Huber T., Leitner P., Milosević D, Paunović M., Pavelescu C. & Erős T. 2019. Comparison of littoral and deep water sampling methods for assessing macroinvertebrate assemblages along the longitudinal profile of a very large river (the Danube River, Europe). *River Research and Applications*, 35(7): 989-998.
35. Tockner K., Malard F. & Ward J.V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14: 2861-2883.
36. Trichkova T., Todorov M., Georgiev D & Hubenov Z. 2019. Chapter 2: Species Composition and Distribution of Mollusca (Gastropoda and Bivalvia) in the Bulgarian Sector of the Danube River and the Adjacent Wetlands. In: Shurulinkov, P., Hubenov, Z., Beshkov, S., Popgeorgiev, G. (eds). *Biodiversity of the Bulgarian-Romanian Section of the Lower Danube*. Nova Science Publishers: 36-72.
37. Warwick R.M. & Clarke K.R. 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 39: 207–231.
38. Warwick R.M. 1988. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Mar. Ecol. Prog.*, 46: 167–70.
39. Zessner M., Postolache C., Clement A., Kovacs A. & Strauss P. 2005. Considerations on the influence of extreme events on the phosphorus transport from river catchments to the sea. *Water Science & Technology*, 51(11): 193-204.

40. Георгиев Д. 2014. Сладководните охлюви на България. Университетско издателство „Паисий Хилендарски“, Пловдив, 266 с.
41. Директива 2000/60/ЕО на Европейския парламент и на Съвета от 23 октомври 2000 година за установяване на рамка за действията на Общността в областта на политиката за водите – Рамкова директива за водите.
42. Иванов К и Русев Б. 1974. Замърсяване водите на р. Дунав в българския участък според хидрохимичните и сапробиологичните му показатели. Изв. Инст. хидрол. метеорол., XXIII:51-80.
43. Казаков С. 2017. Структурни и функционални параметри на хидрозооценозите от крайдунавски влажни зони. Дисертационен труд за придобиване на ОНС „Доктор“, 201 с.
44. Консорциум „ДИКОН-УБА“. 2015. Финален доклад по проект „Интеркалибриране на методите за анализ на биологичните елементи за качество (БЕК) за типовете повърхностни води на територията на България, съответстващи на определени общи европейски типове в Географските групи за интеркалибрация“ по проект с договор № 0-33-27/26.11.2013 г. с Възложител МОСВ.
45. Маргаритова Б. 2022. Проучване на хабитатите за размножаване и хранене на есетровите риби от българския участък на р. Дунав. Дисертационен труд за придобиване на ОНС „Доктор“, 240 с.
46. Михов С. и Христов И. 2010. Опазване и възстановяване на речните коридори. WWF, ИПК „Родина“ АД, 32 с.
47. Младенов Н. 1978. Върху хидрологичния режим на река Дунав между 845-ия и 375-ия речен километър. В: Русев Б. и Найденов В. (ред.) Лимнология на българския сектор на Дунав. Изд. БАН, София, 29-78.
48. Наредба № Н-4 от 14 септември 2012 г. за характеризиране на повърхностните води. В сила от 05.03.2013 г. Издадена от министъра на околната среда и водите. Обн. ДВ. бр.22 от 5 Март 2013г., изм. и доп. ДВ. бр.79 от 23 Септември 2014г., изм. и доп. ДВ. бр.85 от 2 Октомври 2020г., изм. ДВ. бр.13 от 16 Февруари 2021г., изм. и доп. ДВ. бр.67 от 4 Август 2023г.
49. План за управление на речните басейни в Дунавски район за басейново управление (ПУРБ). 2010-2015 г. <https://www.bd-dunav.bg/content/upravlenie-na-vodite/plan-za-upravlenie-na->

- rechniia-baseyn/purb-2010-2015-v-dunavski-rayon/, страницата е посетена на 05.05.2025 г.
50. План за управление на речните басейни в Дунавски район за басейново управление (ПУРБ). 2016-2021 г. <https://www.bd-dunav.bg/content/upravlenie-na-vodite/plan-za-upravlenie-na-rechniia-baseyn/aktualizaciia-na-purb/>, страницата е посетена на 05.05.2025 г.
51. План за управление на речните басейни в Дунавски район за басейново управление (ПУРБ). 2022-2027 г. <https://www.bd-dunav.bg/content/upravlenie-na-vodite/plan-za-upravlenie-na-rechniia-baseyn/purb-2022-2027-v-dunavski-rayon/>, страницата е посетена на 05.05.2025 г.
52. Русев Б. 1966. Зообентосът на река Дунав между 845-ия и 375-ия речен километър. I. Състав, разпределение и екология. Известия на зоологическия институт с музей, БАН, XX: 55-131.
53. Русев Б. 1967. Зообентосът на река Дунав между 845-ия и 375-ия речен километър. II. Биоценология и динамика. Известия на зоологическия институт с музей, БАН, XXIII: 33-78.
54. Русев Б. 1974. Зообентосът на р. Дунав между 845-ия и 375-ия речен километър. III. Плътност и биомаса. Изв. на зоологическия институт с музей, БАН, XL:175-191.
55. Русев Б. 1978. Особенности и значение на зообентоса на река Дунав между 845-ия и 375-ия речен километър. В: Русев Б. и Найденов В. (ред.). Лимнология на българския сектор на река Дунав. Изд. БАН, София, 145-200.
56. Узунов Й. и Ковачев С. 2009. Хидробиология. Второ преработено и допълнено издание. Pensoft, София-Москва, 375 с.

10. Благодарности

➤ Благодаря на ръководството на ИБЕИ - БАН и на ръководството на отдел „Водни екосистеми“ за благоприятната творческа атмосфера, отзивчивост и подкрепа в работния процес.

➤ Благодаря на научния ми ръководител доц. д-р Лъчезар Пехливанов за неизменната подкрепа при осъществяването на задачите по дисертационния труд чрез включването ми в няколко проекта, свързани с река Дунав. Благодаря и за търпението, благотворната атмосфера, свободата на работа, насоките и съветите, и за възможността да се присъединя към прекрасния екип на отдел „Водни екосистеми“.

➤ I would like to thank Dr. Csány Béla and Dr. Szekeres József from the Hungarian Academy of Sciences for their assistance and responsiveness during my one-month stay at the VITUKI Institute, Budapest and for the opportunity to join the team of the Third Joint Danube Survey.

➤ Благодаря на проф. д-р Йордан Узунов за насоките, съветите и предоставянето на архива на проф. д-р Борис Русев.

➤ Благодаря на проф. Емилия Варадинова за подкрепата по време на периода на разработване на дисертацията, вярата в моите възможности и ценните съвети и насоки.

➤ Благодаря на гл. ас. д-р Стефан Казаков за всеотдайната помощ при съвместната ни теренната работа, обсъждането и разрешаването на възникналите въпроси и трудности, за ценните съвети и коментари към текста на дисертацията.

➤ Благодаря на гл. ас. д-р Милена Павлова, която ми предостави възможност да се запозная с дунавския макрозообентос и да се вдъхновя да го изследвам, както и за ценните съвети и ползотворно сътрудничество.

➤ Благодаря на биолог Борислава Гьошева за съвместната ни теренната работа и всеотдайността при разрешаването на възникналите трудности и въпроси в процеса на работа.

➤ Благодаря на доц. д-р Янка Пресолска за насоките, съветите, търпението и отзивчивостта.

➤ Благодаря на доц. д-р Апостолос Апостолу, гл. ас. д-р Милена Павлова, гл. ас. д-р Десислава Стоянова, гл. ас. д-р Светлана Наумова, биолог Борис Велков и Явор Рабаджиев за съвместната ни работа по време на теренните изследвания.

➤ Благодаря на проф. дбн Параскева Михайлова и доц. д-р Юлия Илкова за съдействието при обучението на детерминацията на ларвите от

сем. Chironomidae, за професионализма и сърдечното отношение, с които бях приета.

➤ Благодаря на гл. ас. д-р Стефания Клайн за обсъждането на статистическите анализи.

➤ Благодаря на гл. ас. д-р Пламен Иванов за изчерпателните и ценни съвети и коментари в процеса на оформянето на текста.

➤ Благодаря на колегите-специалисти за съдействието при детерминацията на представителите на някои таксономични групи – на проф. д-р Йордан Узунов (ИБЕИ-БАН) и биолог Галя Георгиева (ИБЕИ-БАН) за клас Oligochaeta, на доц. д-р Ивайло Дедов (ИБЕИ-БАН) и доц. д.б.н. Дилян Георгиев (Тракийски университет – Стара Загора) -за клас Gastropoda, на доц. д-р Любомир Кендеров (СУ „Св. Климент Охридски“) за клас Malacostraca, на доц. Янка Пресолска (ИБЕИ-БАН) за разред Ephemeroptera, на гл. ас. д-р Десислава Стоянова (ИБЕИ-БАН) за разред Hemiptera и на доц. д-р Весела Евтимова (ИБЕИ-БАН) за разред Trichoptera.

➤ Благодаря на всички колеги от отдел „Водни екосистеми“ за отзивчивостта, ползотворната работна атмосфера и за възможността да бъде част от техния прекрасен колектив.

➤ Благодаря на семейството ми за тяхното търпение и безрезервна подкрепа.

Посвещавам този труд на майка ми.

Публикации на научните резултати по темата на дисертацията

1. **Ihtimanska M.**, Varadinova E., Kazakov S., Hristova R., Naumova S., Pehlivanov L. Preliminary results about the distribution of macrozoobenthos along the Bulgarian stretch of the Danube River with respect to loading of nutrients, heavy metals and arsenic. 2014. Acta Zoologica Bulgarica, 66, Supplement 7, pp. 165–171. ISI IF (2014): 0.532, Q3.

<https://acta-zoologica-bulgarica.eu/downloads/acta-zoologicabulgarica/2014/supplement-7-165-171.pdf>

2. **Ihtimanska M.**, Ilkova J., Michailova P. 2019. Community structure and individual reaction of Chironomidae (Diptera) larvae in anthropogenically impacted sites of Danube (NE Bulgaria). Proceedings of 11th Seminar of Ecology – 2018 with international participation, 26-27 April 2018, Sofia, Bulgaria, Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, BAS, ISBN: 978-954-9746-45-7, pp. 60-69.

https://www.researchgate.net/publication/340237240_Community_structure_and_individual_response_of_Chironomidae_Diptera_larvae_in_anthropogenically_impacted_sites_of_the_Danube_River_North_East_Bulgaria

Участие в научни форуми

1. **Ihtimanska M.**, E. Varadinova, S. Kazakov, R. Hristova, S. Naumova, L. Pehlivanov. 2014. Preliminary results on the distribution of macrozoobenthos along the Bulgarian stretch of the Danube River with respect to loading of nutrients, heavy metals and arsenic. IAD 40th Anniversary Conference „The Danube and Black Sea Region: Unique Environment and Human Well-Being Under Conditions of Global Changes“, 17–20 June 2014, Sofia, Bulgaria.

https://danube-iad.eu/docs/IAD40_Book_of_Abstracts.pdf

2. Csányi B., **M. Ihtimanska**, M. Paunović, J. Podani, J. Szekeres. Proposed section typology of the Danube River based on macroinvertebrates collected by different sampling methods. 2014. IAD 40th Anniversary

Conference „The Danube and Black Sea Region: Unique Environment and Human Well-Being Under Conditions of Global Changes“, 17–20 June 2014, Sofia, Bulgaria.

https://danube-iad.eu/docs/IAD40_Book_of_Abstracts.pdf

3. Kenderov L., **Iltimanska M.**, Pavlova M., Kazakov S., Trichkova T. New data on the mysid species (Mysida, Crustacea) from the Bulgarian section of the Danube River. 2018. 3rd Central European Symposium for Aquatic Macroinvertebrate Research (CESAMIR-2018). 08 – 13.07.2018, Łódź, Poland.

http://cesamir2018.uni.lodz.pl/wp-content/uploads/2018/06/3rd-CESAMIR-2018-book_of_abstracts.pdf

SUMMARY

For the protection of waters in the European Union, the Water Framework Directive (Directive 2000/60/EC) has been introduced. One of its objectives is to achieve 'good ecological and chemical status' (or potential) for all inland surface waters. The study and assessment of the state of the waters of the Danube River are key for its conservation, as they reflect the anthropogenic pressure and the stress factors to which it is subjected. Habitats in the Danube ripal zone maintain higher taxonomic diversity and the macrozoobenthos community responds more strongly to environmental changes than organisms in the deep zone.

This paper presents the results of a three-year study of the composition, structure and distribution of macrozoobenthos communities in the ripal zone of the Bulgarian Danube River section, in the context of the existing anthropogenic pressure.

The results of the analysis of the structure of the bottom substrate, fluctuations of water levels, water temperature, pH, electrical conductivity, concentrations of dissolved oxygen, nutrients in water and sediments, and heavy metals and arsenic in water and sediments are also presented. The percentage distribution of the substrate plays a leading role in the distribution of macrozoobenthos communities, with primary aquatic organisms showing significant association with a greater number of substrate types compared to secondary aquatic organisms. The greater the fluctuations in water levels and the longer the period before sampling in which they occur, the more significant

is the relationship with the change in the number of organisms. The hydrological regime has a strong impact on the concentrations of dissolved oxygen and phosphorus in the water, and at high water levels, the incoming dissolved organic matter from the floodplain on the one hand increases turbidity, and on the other hand, the entry of phosphorus related to organic matter into the water increases. Organic pollution is reported more strongly in the presence of city upstream the station than in the presence of a tributary. Heavy metal and arsenic pollution in water is equally high at stations after tributaries and after cities, while their accumulation in sediments is greater at stations after tributaries. On the other hand, tributaries and cities have a stronger impact on the loading of water with nutrients than with heavy metals and arsenic.

High water levels and their sharper fluctuations cause less favorable conditions for the development of benthic organisms in the ripal zone. In conditions of low water levels, the communities of the stations in the sidearms of the islands have a more stable structure than those in the main riverbed. Despite the large number of species identified in the modern period (2012 – 2014), the abundance of supraspecific taxa remains lower than observed in retrospect even during a period of high impact, immediately after the construction of the Iron Gate I hydroelectric power plant for the area of the Bulgarian section of the Danube River. Changes in the taxonomic composition, abundance and distribution of members of the Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca, Trichoptera and Chironomidae groups reflect changes in habitat status to a greater extent than those of other groups. The stations in the arms of the islands, as well as the stations before Novo Selo, Dolni Tsibar, Svishtov and Ruse from the main riverbed, stand out as the least affected by anthropogenic pressure.

The assessment of the ecological potential according to the proposed modification of the methodology for calculating the mRBA, standardized in the national legislation for monitoring the Danube River, showed that in low water conditions (the period during which the standard hydrobiological monitoring should be carried out) the predominant part of the stations in the arms of the islands and a considerable part of those in the main bed fall within the "Good" ecological potential. The performance of the index calculated according to the proposed modification of the methodology for calculating the mRBA index is also confirmed by the reliable correlations with a significant number of environmental variables that have an impact on the composition, structure and distribution of macrozoobenthos communities.