



Димитрий Антонов Дашинов

Инвазивен потенциал на понто-каспиския вид *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) в българския участък от басейна на река Дунав

Автореферат

на дисертация

за присъждане на образователна и научна степен „доктор“ по
професионално направление 4.3 Биологически науки
(Хидробиология - Ихтиология и аквакултури)

Научен ръководител:

доц. д-р Елиза Узунова

София, 2020

Дисертацията включва 223 страници, 19 таблици, 37 фигури и 14 приложения. Цитирани са 308 литературни източника.

Изследванията по дисертацията са извършени в лабораториите на катедра по „Обща и приложна Хидробиология“, на катедра „Екология и опазване на околната среда“ от Биологически факултет СУ и в частна генетична лаборатория GLAB.

Дисертационният труд е обсъден и насрочен за защита на заседание на разширен съвет на катедра „Обща и приложна хидробиология“ при Биологически факултет на Софийски университет „Св. Климент Охридски“, проведено на 18.09.2020 г.

Защитата на дисертационния труд ще се състои на 2020 г. от часа
.....
...

Научно жури:

Вътрешни членове

Доц. д-р Димитър Кожухаров (председател), БФ, СУ
Доц. д-р Елиза Узунова (научен ръководител), БФ, СУ

Външни членове

Проф. д-р Йордан Узунов, ИБЕИ, БАН
Доц. д-р Лъчезар Пехливанов, ИБЕИ, БАН
Доц. д-р Виолин Райков, ИО, БАН

Резервни членове

Доц. д-р Йована Годорова, БФ, СУ
Доц. д-р Теодора Тричкова, ИБЕИ – БАН

СЪДЪРЖАНИЕ

1.	Увод	4
2.	Цел и задачи	5
3.	Материал и методи	6
3.1	Териториален обхват на изследването.....	6
3.2	Събиране на пробите и първична обработка.....	7
3.3	Анализ на данните	8
3.3.1	Анализ на потенциалното разселване на стронгила	8
3.3.2	Анализ на ДНК пробите	8
3.3.3	Анализ на размерна структура и линейно тегловна зависимост	8
3.3.4	Морфологичен анализ на стронгила	9
3.3.5	Анализ на размножителните характеристики на стронгила	9
3.3.6	Анализ на макрозообентоса	10
3.3.7	Анализ на хранителната ниша на стронгила и съпътстващата го ихтиофауна.....	11
3.3.8	Анализ на екологичните характеристики на жертвите в диетата на стронгила.....	12
3.3.9	Визуализация на хранителната ниша и хранителни стратегии	12
3.3.10	Припокриване на хранителните ниши между стронгила и други риби.....	13
3.3.11	Оценка на риска на стронгила за България	13
4.	РЕЗУЛТАТИ	13
4.1	Разпространение и разселване на стронгила в българските дунавски притоци	13
4.2	ДНК тест за откриване присъствието на вида в околната среда	15
4.3	Размерна структура и линейно-тегловни зависимости на стронгила от българските притоци на р. Дунав.....	15
4.4	Морфологична пластичност на стронгила	16
4.4.1	Морфология на вида в находищата му от българските дунавски притоци.....	16

4.4.2	Морфологични белези на стронгила от различни популации	16
4.4.3	Алометрия и изометрия на стронгила от българските дунавски притоци	19
4.4.4	Алометрия и изометрия на стронгила от различни популации	19
4.5	Размножителни характеристики на стронгила.....	21
4.6	Дънна фауна във фронта на разпространение на стронгила в реките Искър, Вит и Янтра...	23
4.7	Диета и екологични особености в храненето на стронгила.....	25
4.7.1	Състав на диетата на стронгила.....	25
4.7.2	Подвижност, субстратни предпочитания и плътност на безгръбначните в диетата на стронгила	29
4.7.3	Хранителни стратегии на стронгила	29
4.7.4	Показатели на ихтиофауната и припокриване между хранителните ниши	30
4.8	Оценка на риска от инвазията на стронгила	33
5.	ОБСЪЖДАНЕ.....	33
5.1	Разпространение на стронгила в притоците на р. Дунав: настоящо състояние и прогнози....	33
5.2	Размерна структура и кондиция на стронгила в инвазивния фронт	36
5.3	Морфологични характеристики на стронгила в различните инвазивни популации	38
5.4	Размножителни характеристики и ролята им в инвазията на стронгила.....	40
5.5	Хранене на стронгила в инвазивния фронт на дунавските притоци.....	43
5.6	Оценка на риска от инвазията на стронгила в българските дунавски притоци.....	49
6.	ЗАКЛЮЧЕНИЕ И ИЗВОДИ.....	51
7.	ПРИНОСИ.....	53
8.	БЛАГОДАРНОСТИ	54

Списък със съкращения

PCR	Полимеразна верижна реакция (Polymerase chain reaction, англ.)
R4	Полупланински реки от дунавския басейн
R7	Големи дунавски притоци
R8	Малки и средни дунавски притоци
SD	Стандартно отклонение
SL	Стандартна дължина
TL	Обща дължина
APC	Алтернативна размножителна стратегия
БД	Басейнова дирекция
бд	Базова двойка
ИАРА	Изпълнителна агенция по рибарство и аквакултури
ВЕЦ	Водоелектрическа централа
ЗБР	Закон за биологичното разнообразие
МЗБ	Макрозообентос
ПУРБ	План за управление на речните басейни

1. Увод

Инвазивните видове са измежду най-значимите заплахи за биоразнообразието и интегритета на екосистемите. Това са организми, които успешно създават самоподдържащи се популации в райони извън естествения им ареал и имат отрицателно влияние върху местните видове, местообитания или човека. Важно е да се отбележи, че преносът само на една относително малка част от организмите в нов за вида ареал води до инвазия. Затова въпросът какви са предпоставките даден вид да се заселва успешно в нови местообитания е изключително важен за предотвратяване на това опасно явление. Инвазивният потенциал на даден биологичен вид включва всички негови физиологични, морфологични, екологични и поведенчески характеристики, които благоприятстват заселването и самостоятелното му разпространение. Организмите, притежаващи висок инвазивен потенциал, често са космополити, установили се в много разнообразни местообитания и, в повечето случаи, оказващи негативно въздействие върху местната флора и фауна, екосистеми и дори човешкото здраве. Често обаче, новата среда и обитаващите я видове могат да наложат своеобразно „ограничение“ по отношение на установяването на новия вид. Така че успехът

на нашественика зависи освен от неговите биологични характеристики, така и до голяма степен от тези на средата в която той попада.

Един от широко разпространените се в световен план инвазивни видове е стронгилът (*Neogobius melanostomus*), който е относително дребна дънна риба от семейството на попчетата (Gobiidae), произлизаща от Понто-каспийския регион. Само за последните 30 години той успешно се заселва в много от пресноводните и слабо солените водоеми на територията на Европа и Северна Америка. Изключително успешната му инвазия предизвиква интереса на научната общност към него и той е обект на множество изследвания, особено в зоните на инвазивните му огнища – Балтийско море, Великите езера и големите плавателни реки в Европа.

Сладководните популации на стронгила в България са все още слабо проучени на фона на световния научен интерес към този вид. Понастоящем стронгилът разширява ареала си в страната, придвижвайки се нагоре по течението на редица дунавски притоци. Доколко ще е успешно заселването и разрастването на популациите на вида в тези водоеми, зависи от комплекс от фактори, които за момента остават неизяснени. Макар и обикновен вид за черноморското ни крайбрежие, стронгилът е напълно нов обитател в долните течения на реки като Искър, Вит и други.

По тази причина изследванията върху популациите на стронгила от българските притоци на р. Дунав биха могли да дадат отговор на някои неизяснени към момента въпроси като: съществува ли негативно влияние върху местните видове? Какви са възможностите на този вид да се разселва в българските дунавски притоци и докъде може да достигне видът в своето разпространение? Какви ще са последствията в краткосрочен и дългосрочен план и не на последно място – съществува ли възможност за някаква намеса от страна на човека на този етап от развитие на инвазивния процес? В търсенето на отговори на тези въпроси следва да се проучи пластичността и появата на адаптации във външната морфология, храненето, размножаването, както и взаимоотношенията на стронгила с представителите на местната фауна. Изследване на тези характеристики би дало яснота относно разглежданите популации (дали са инвазивни или не) и дали наблюдаваната експанзия води до някакви отрицателни въздействия върху автохтонните хидробионти от дунавските притоци.

2. Цел и задачи

Целта на настоящото изследване е да се определи инвазивния потенциал на стронгила от популациите във фронта на неговото разселване от българските дунавски притоци.

За постигане на гореспоменатата цел са набелязани следните изследователски задачи:

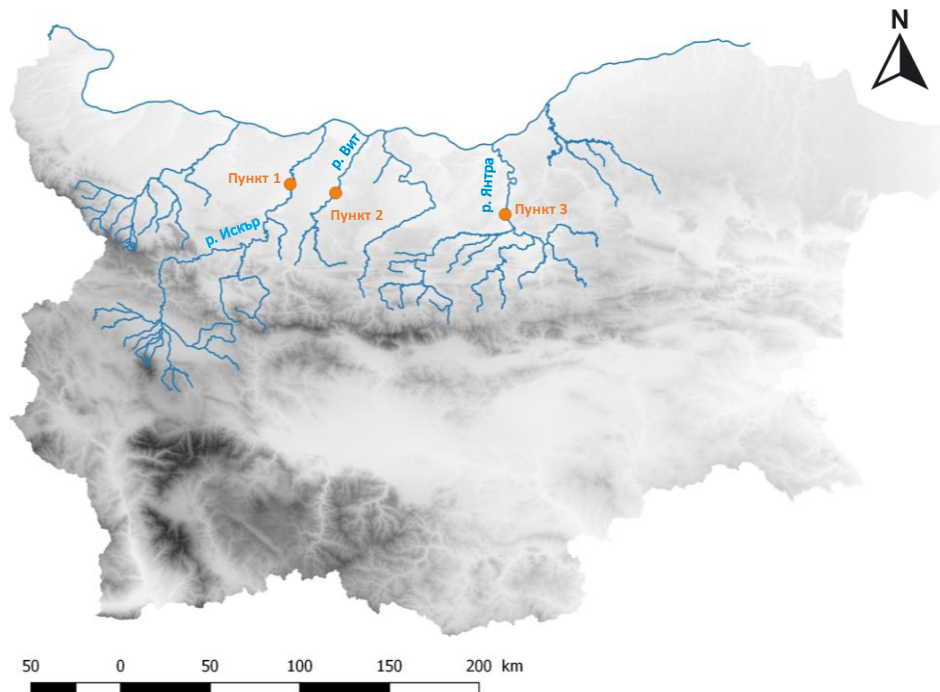
- Да се определи актуалното разпространение и потенциала за бъдещо разселване на стронгила в рамките на българския участък от басейна на р. Дунав.
- Да се направи сравнителен анализ на външната морфология на вида между различните негови популации;

- Да се анализират популационните характеристики (размерна структура, кондиция, размножаване) на вида и да се оцени ролята им (ако има такива) в инвазивния му потенциал;
- Да се определи трофичната ниша на вида в изследваните дунавски притоци;
- Да се оцени припокриването на хранителната ниша на стронгила с тази на други видове риби;
- Да се приложи оценка на риска от инвазията на стронгила в българската част от басейна на р. Дунав.

3. Материал и методи

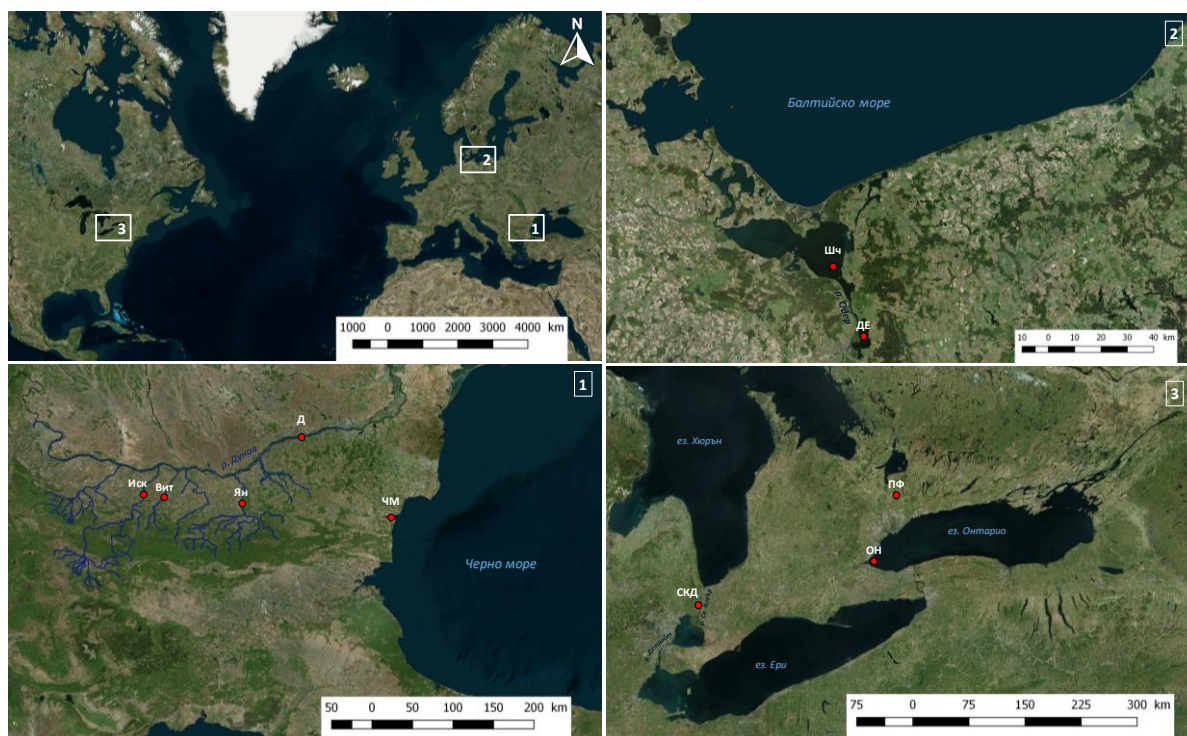
3.1 Териториален обхват на изследването

Актуалното разпространение на стронгила е определено с обследването на 26 пункта, разположени в 12 големи, средни и малки притока на р. Дунав. За да се тества метод за откриването на вида чрез ДНК, която той отделя в околната среда, са изследвани водни проби от реките Витбол, Арчар, Цибрица, Огоста, Скът, Осъм, Росица, Янтра и Искър, и една седиментна проба от р. Искър. Проби (макрозообентос и риби) за анализ са събирани от пунктове в реките Искър, Вит и Янтра (Фиг. 3.1). Стронгили са улавяни ежемесечно през периода от април – декември 2017, януари и март 2018 г. и февруари 2019 г., за р. Искър, от март 2017 и от май до декември 2017 г., за р. Вит и от юли до октомври 2017 г., за р. Янтра.



Фигура 3.1 Карта на пунктовете от които са събирани проби (риби и макрзообентос) от реките Искър, Вит и Янтра.

Освен от гореописаните пунктове са използвани индивидите на стронгила от още седем негови популации, за да се анализира външната морфология на вида в рамките на географския му ареал (Фиг. 3.2). Включени са находища от основните зони на интродукция на стронгила, а именно Балтийско море, Великите езера и р. Дунав, както и от нативния ареал (Черно море). За морфологичния анализи рибите от някои проби са обединени в общи извадки: извадката на дунавските притоци включва индивиди от реките Искър, Вит и Янтра. Стронгилите от реките Св. Клеър и Детройт са разглеждани като една извадка, а тази от р. Пеферлау включват и индивиди от няколко малки реки и канали във водосбора ѝ. Индивидите от трите пункта по крайбрежието на ез. Онтарио са обединени в една извадка.



Фигура 3.2 Популациите на стронгила от Черно море (ЧМ), р. Дунав (Д), Дунавски притоци (Иск, Вит и Ян), Шчечинската лагуна (Шч), ез. Домбие (ДЕ), ез. Онтарио (ОН), р. Свети Клеър и Детройт (СКД) и р. Пеферлау (ПФ), от които индивиди са събирани с цел анализ на външната морфология.

3.2 Събиране на пробите и първична обработка

Рибите са събирани чрез електроулов, като е използван електрофишер. За анализ са задържани всички риби от вида стронгил, а от другите уловени риби по 10–15 екземпляра (при наличие на толкова) за последващ анализ на храненето им. На всяка риба е измерена SL, TL и общата маса на рибите (Wt), след което те са подложени на дисекция. Първо внимателно се отпрепарират гонадите, след което се отпрепарира и храносмилателният тракт. Проби за дънни безгръбначни (макрозообентос) са събирани с дъночерпател на Хес.

За откриването на вида, чрез ДНК от околната среда са събирани два вида проби – от речна вода и от седименти. Също така *in situ* е взимана положителна контрола за ДНК на стронгила – парченце перка, откъснато от жив екземпляр. Като втори тип положителна контрола са използвани водни и седиментни проби от аквариум, в който са отглеждани стронгили.

3.3 Анализ на данните

3.3.1 Анализ на потенциалното разселване на стронгила

Като фактори, определящи разпространението на вида, са използваните данни от ПУРБ от БД „Дунавски район“ за периода 2016–2021 г. (<http://www.bd-dunav.org/>) и включват типологията на реките от Дунавския водосбор и размера на всяко водно тяло в речни километри. Индексът на селективност към местообитания (Wi) (Vanderploeg & Scavia 1979; Fultona *et al.* 2016) е изчислен: $Wi = R_{inv} \cdot R_n^{-1} / \sum_{i=1}^n R_{inv} \cdot R_n^{-1}$, където R_{inv} са R_n са съответно процента на инвазираните и процента на неинвазираните речни километри от даден речен тип. Хипотетичното разселване на вида нагоре по речното течение за една година (I) е изчислено за периода 2017–2029 г. за всяка една река по следното уравнение: $I = R + 2,2$ [km], където R е дължината на инвазията от съответната река в километри, а 2,2 е средната годишна скорост на разселване на стронгила, изчислена за неплаваемите дунавски притоци от Чехия (Šlapanský *et al.* 2017).

3.3.2 Анализ на ДНК пробите

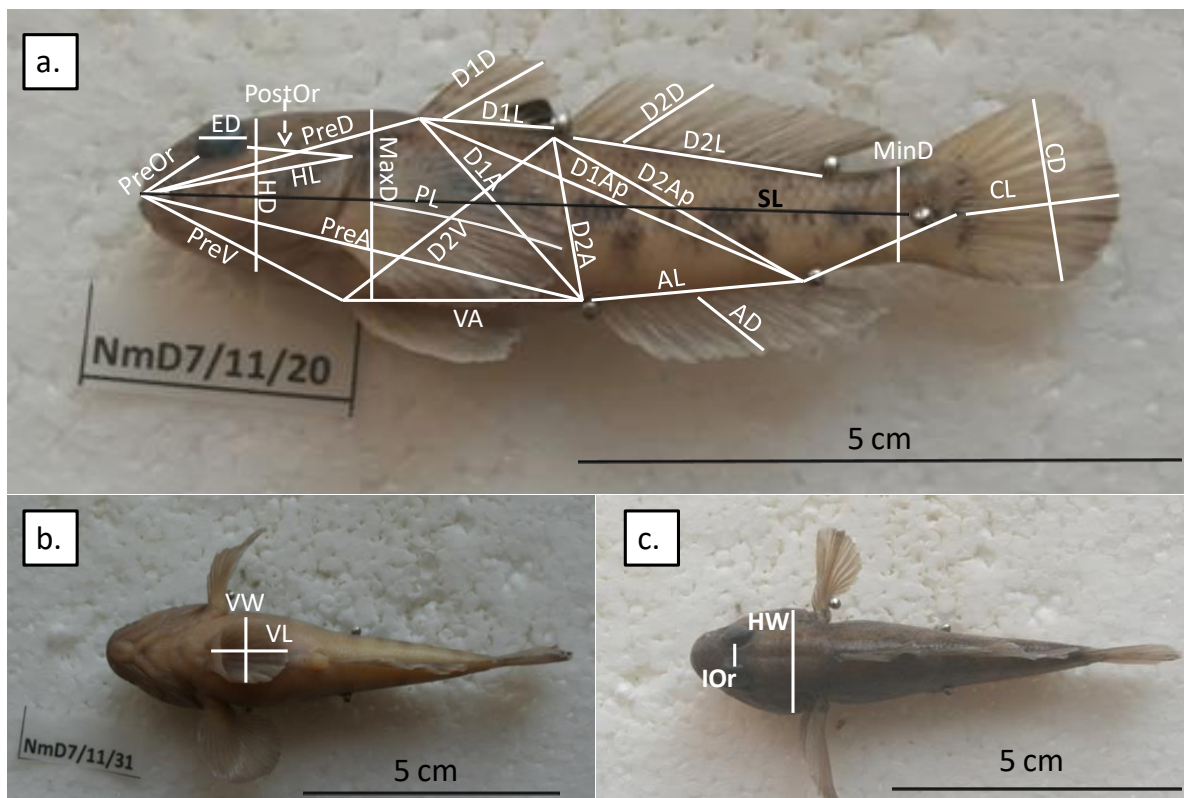
Водните проби са филтрирани през стъклен ДНК микрофилтър (Whatman GF/F) и заложени във вакуумфилтър помпа тип Whatman. Седиментните проби са центрофугирани и утайките са обединени в една проба. След изолацията на ДНК, нейната концентрация (на двуверижното ДНК) е измерена спектрофотометрично. Общо 4 ДНК проби са избрани за понататъшен анализ – водна проба от р. Росица, седиментна проба от р. Искър и две положителни контроли за ДНК на стронгил (водна проба от аквариум и проба от перка на вида). Избраните проби са подложени на полимеразна верижна реакция (ПВР) за доказване на ДНК на стронгила. Условието на ПВР са според протокола разработен от Adrian-Kalchhauser and Burkhardt-Holm (2016). Отчитането на реакцията е визуално чрез гел електрофореза. ПВР продукт с бенд (черта) в гела, отговарящ на 100 бд., е положителен за присъствието на стронгила. За да се установи чувствителността на използваните праймери, е направена серия от разреждания на ДНК, изолирана от перка на вида, които са подложени на полимеразна верижна реакция.

3.3.3 Анализ на размерна структура и линейно тегловна зависимост

За този анализ са използвани общо 277 риби (117 мъжки и 160 женски) от реките Искър, Вит и Янтра. Зависимостта между общата маса (Wt) на стронгилите и TL е изразена чрез степенна функция: $Wt = aTL^b$, където a и b са коефициентите на степенната функция. Кондиционен фактор на Фултон (K) е изчислен отделно за рибите от двата пола по следното уравнение: $K = Wt TL^{-3} \times 100$ [%] където b е степенният коефициент от предходното уравнение.

3.3.4 Морфологичен анализ на стронгила

Външната морфология на вида е анализирана чрез обработване на дигитални изображения на общо 753 индивида. Индивидите са заснемани в три позиции – странично, гръбно и коремно. Общо 31 метрични белега: 8 на главата (антериорно от хрилното капаче), 12 на тялото (постериорно от хрилното капаче) и 11 на перките са измерени съгласно схемата представена на Фиг. 3.3. Метричните белези са измерени чрез програмата Digimizer Version 4.6.1, единствено размерът на устата (JW) е измерен с шублер. Изброени са и 4 меристични белега: брой на разклонените и неразклонените меки лъчи от първата и втората гръбната перка (съответно cD1 и cD2), и от аналната перка (cA), както и броя на люспите от средния надлъжен латерален ред – от след хрилното капаче до края на люспестата покривка (cLS).



Фигура 3.3 Схема на морфологично измерване на стронгил. Пластичните белези са измерени от латерална (а), вентрална (б) и гръбна (в) позиция на рибата.

3.3.5 Анализ на размножителните характеристики на стронгила

Анализът на размножителните характеристики е направен на базата на изследване на 237 индивиди. Определянето на пола е направено според морфологията на гениталната папила, а при съмнение и по гонадите. Мъжките са категоризирани и според типа APC. След определяне на пол и APC е изчислен гонадосоматичният индекс (GSI): $GSI = Wg/Wt \times 100$ [%], където Wg е масата на гонадите, а Wt е общата маса на рибата. На базата на месечната динамика на гонадосоматичния индекс се определи размножителният период за индивидите от инвазивния фронт. Съответно плодовитостта е изчислена само за женски, улавяни в

месеците от предразмножителния период (общо 28 екземпляра). Овоцитите се преброяват в сегмент от централната част на гонадата и се претеглят. Според размерите си овоцитите се разделят в три групи: тип А с диаметър (d) $< 0,9$ mm и сферична форма; тип В $0,9 < d < 2$ mm и неправилна форма; тип $d > 2$ mm и с елипсовидна форма. За всички анализирани групи е изчислен средният диаметър и стандартното отклонение на средната.

Абсолютната плодовитост (F_{abs}) е изчислена по следното уравнение: $F_{abs} = NWg / Wsg$ [брой овоцити], където N е броят овоцити изброени в сегмент от гонадата, Wsg е масата на сегмента, а Wg е масата на цялата гонада. Броят на овоцитите се изчислява поотделно за тези от тип А и В, съответно като $F(A)_{abs}$ и $F(B)_{abs}$. На 20 индивида са преброени всички овоцити, съдържащи се в яйчника. Изследвана е зависимостта между реалния брой овоцити (независимата променлива) и екстраполирания брой (зависимата променлива), поотделно за овоцитите от тип А и тип В. На базата на уравненията на линейните регресии: за тип А ($F(A)_{abs} = 0,8688 \cdot 'F(A)_{abs} + 80,433$) и за тип В ($F(B)_{abs} = 1,0932 \cdot 'F(B)_{abs} - 11,85$) се изведе коефициент, описващ грешката при екстраполацията на броя на овоцитите на базата на преброяване само на тези от сегмент от яйчника. С тях се направи коригирана калкулация на абсолютната плодовитост ($'F_{abs}$) на всяка една женска: $'F_{abs} = (F(B)_{abs} + 11,85) 1,09^{-1} + (F(A)_{abs} - 80,43) 0,87^{-1}$ [брой овоцити], където $F(A)_{extr}$ и $F(B)_{extr}$ са екстраполирания брой овоцитите от тип А и В, съответно. Тъй като попчетата се размножават порционно, броя овоцити от тип В показва т.нар. абсолютна плодовитост (F_{btc}), отговаряща на една партида овоцити, които женската отделя еднократно. Използвайки коефициентите от регресионното уравнение ($F(B)_{abs} = 1,0932 \cdot 'F(B)_{abs} - 11,85$) абсолютната плодовитост (F_{btc}), отговаряща на една партида е изчислена: $F_{btc} = (F(B)_{abs} + 11,85) / 1,0932$ [брой овоцити], където $F(B)_{abs}$ е екстраполирания брой овоцитите от тип В. Относителната плодовитост (F_R) на всяка една женска е изчислена по следното уравнение: $F_R = 'F_{abs} / Wt$ [брой овоцити/g], където $'F_{abs}$ е абсолютната плодовитост, а Wt е общата маса на рибите.

3.3.6 Анализ на макрозообентоса

Макробезгръбначните са определени с ключа на Узунов и кол. (2010). Ларвите от семейство Chironomidae са определяни, съгласно предложената от Moller Pillot (2009) класификация. Индивидите от всеки определен таксон в дадена проба са преброявани и плътността им (Di) е изчислена по следното уравнение: $Di = Ai / 0,9 \times Fr^{-1}$ [инд./m²], където Ai е числеността на таксона i в пробата, Fr е броят взети повтори, а числото 0,9 описва площта, очертана от рамката на дъночерпателя на Хес (0,9 m²). Сумата на всички Di дава общата плътност на макрозообентоса (Dt). Сходството между количествения състав на макрозообентоса от реките Искър, Вит и Янтра през различните месеци е оценено чрез BC индекса за сходство (Bray & Curtis, 1957): $BC = (2 \sum Di_{ab}) / (\sum Di_a + \sum Di_b)$, където Di_{ab} е по-малката стойност на Di (уравнение 10) за всеки таксон, който е откриван и в двете сравнявани проби, докато Di_a и Di_b са Di на всички таксони, установени поотделно за сравняваните проби.

3.3.7 Анализ на хранителната ниша на стронгила и съпътстващата го ихтиофауна

Анализирано е съдържимото от храносмилателния тракт на общо 350 стронгила от реките Искър, Вит и Янтра. Хранителните обекти се разделят по таксономични групи в отделни зони на петрито и се преброяват. Под петрито е поставяна милиметрова хартия, за да се образува оразмерен фон зад хранителните обекти. Преброявани са клетките (1×1 mm), закрити от обектите на една група таксони. Това позволява да се оцени относителния обем, който даден таксон заема в съдържимото на храносмилателния тракт. Относителният обем (V_i) на всички установени таксони в диетата на стронгила е изчислен (Hynes 1950): $V_i = C_i / C_t \times 100$ [%], където C_i е броят клетки, заети от хранителните обекти от групата i , а C_t е общия брой клетки заети от всички хранителни обекти за всички изследвани индивиди. От получените данни за диетата на стронгила са изчислени сезоните и размерните класове, между които има различия в храненето на вида. Цялата извадка от една река се разделя веднъж по месеци и веднъж на размерни групи (през 5 mm SL). Използвайки стойностите на C_i за дадена хранителна група (уравнение 12), всички месеци/размерни групи са съпоставени чрез BC индекса за сходство (Braу & Curtis, 1957; Nunn *et al.* 2007): $BC = (2 \sum C_{i_{ab}}) / (\sum C_{i_a} + \sum C_{i_b})$, където $C_{i_{ab}}$ е по-малката стойност на C_i (уравнение 12) за жертва, която е откривана в индивиди и от двата сравнявани месеца/размерни групи, докато C_{i_a} и C_{i_b} са C_i на всички жертви, установени поотделно за сравняваните месеци/размерни групи. На базата на стойностите на индекса са определени няколко времеви периода и размерни класове по отношение на храненето (Табл. 3.1).

Таблица 3.1 Времеви периоди (разделени по месеци) и размерни класове (представени в стандартна дължина на тялото), обвързани с храненето на стронгила от реките Янтра, Вит и Искър; S1, S2 и S3 са трите времеви периода установени за вида; L1, L2, L3 и L4 са четирите размерни класове според храненето; „-“ няма представители за съответния период или размерен клас

Код	Янтра (Пункт 1)	Вит (Пункт 2)	Искър (Пункт 3)
S1	Октомври	Октомври – Декември	Октомври – Март
S2	-	Март	Април – Май
S3	Юли - Септември	Май - Септември	Юни – Септември
L1	< 30 mm	< 40 mm	< 30 mm
L2	31 - 50 mm	41 - 54 mm	31 - 50 mm
L3	> 50 mm	> 55 mm	51 - 65 mm
L4	-	-	> 65 mm

За да се определи частта на рибите от всяка една извадка, които не са се хранили, е изчислен процентът риби с празен храносмилателен тракт (EG): $EG = Neg / N \times 100$ [%], където Neg е броят индивиди с празен храносмилателен тракт, а N е общият брой индивиди уловени през конкретния период (S1, S2 и S3). За да се оцени интензивността на храненето е изчислен гастро-соматичният индекс (I_{GF}) за индивидите от всеки един сезон, като

стойностите му се измерват в част от десетохилядна ($^{0/000}$) (Manko 2016): $I_{GF} = Ws / Wt \times 1000$ [$^{0/000}$], където Ws е масата на съдържимото в храносмилателния тракт, а Wt е общата маса на индивида. Честотата на срещане (O_i) на всеки един таксон от диетата на стронгила е пресметната по следното уравнение (Hynes 1950): $O_i = N_i / N_f \times 100$ [%], където N_i е броят индивиди, в които таксонът i се среща, а N_f е броят на всички риби с пълен храносмилателен тракт от извадката. Изчислен е и индексът за относителна значимост (I_{FI}) (Herder & Freyhof, 2006; Brandner *et al.* 2013) за всеки един обект от диетата на стронгила: $I_{FI} = O_i V_i / \sum_{i=1}^n O_i V_i \times 100$ [%], където O_i и V_i са съответно честотата на срещане и относителния обем на таксона i .

За да се оцени избора на стронгила към различните хранителни източници, е изчислен индексът на селективност (Wi^*) (Vanderploeg & Scavia 1979): $Wi^* = r_i p_i^{-1} / \sum_{i=1}^n r_i p_i^{-1}$, където r_i е отношението между численостите на таксона i в изследваните риби към общата численост на всички жертви от анализираната извадка. Аналогично p_i е отношението между числености на таксона i в околната среда към общата численост на всички установени таксони в околната среда. Индексът Wi^* е модифициран, така че да заема стойности от -1 до $+1$, т.нар. втори индекс на селективност (Ei) (Vanderploeg & Scavia 1979): $Ei = Wi^* - n^{-1} / Wi^* + n^{-1}$, където n е броят на установените жертви в диетата.

3.3.8 Анализ на екологичните характеристики на жертвите в диетата на стронгила

Обследвана е наличната литература за подвижността и субстратните предпочитания на установените дънни безгръбначни. Един от основните източници на информация е базата данни от проекта AQEM expert consortium (2002), която е развита и допълнена в процеса на изпълнение на проектите STAR (www.eu-star.at), Euro-limpacs (www.eurolimpacs.ucl.ac.uk) и WISER (www.wiser.eu). Подвижността на макробезгръбначните е категоризирана според тяхната подвижност и субстратни предпочитания. След категоризиране на жертвите от дадена извадка по подвижност и субстратни предпочитания, индексът за относителна значимост (I_{FI}) е изчислен за всяка една категория.

3.3.9 Визуализация на хранителната ниша и хранителни стратегии

Изчислено е специфичното изобилие (P_i), изразено като относителен обем, за безгръбначните в диетата на стронгила (Amundsen *et al.* 1996): $P_i = C_i / P_t \times 100$ [%], където C_i е от уравнение 12, а P_t е относителния обем на всички таксони погълнати от индивидите, в които е откриван и таксона i . За описанието на хранителната ниша на стронгила е построена координатна графика, като стойностите на честотата на срещане за всяка група е нанесена на абсцисата, а стойностите на специфичното изобилие – на ординатата. От визуализацията на хранителната ниша могат да се определят две категории хранителни стратегии – „специализация“ (индивидите с такава стратегия се наричат „специалисти“) и „генерализация“ (индивидите с такава стратегия се наричат „генералисти“).

3.3.10 Припокриване на хранителните ниши между стронгила и други риби

Общо 430 индивида, принадлежащи към 11 вида, са анализирани за припокриване на хранителните им ниши с тази на стронгила от реките Искър, Вит и Янтра. Относителният обем на всеки компонент от диетата на рибите е изчислен по уравнение 12. Сходството между храненето на стронгила с това на другите видове риби е оценено чрез индекс на припокриване (O_D) (Schoener 1970; Wallace 1981; Vašek *et al.* 2014): $O_D = 1 - (0.5 \sum_{i=1}^n |Vi(A) - Vi(Nm)|)$, където $Vi(A)$ и $Vi(Nm)$ са относителните обеми на таксона i в диетите на вида A и на стронгила. При $O_D \geq 0,50$ се приема, че има значително застъпване между храненето на двете риби. За таксоните от диетата на всеки анализиран вид риба е изчислен и индексът за относителна значимост (I_{FI}).

3.3.11 Оценка на риска на стронгила за България

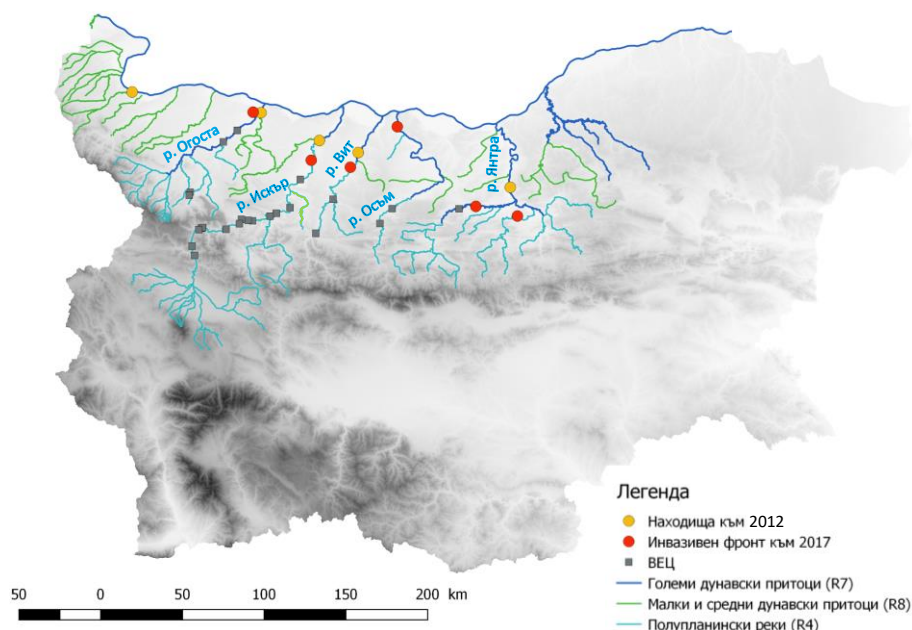
За оценката на риска от инвазията на стронгила е приложена схемата на AS-ISK v 2.1. Тя включва анкета с въпросите са разделени в осем категории: 1. Одомашняване/Култивиране; 2. Климат, разпространение и риск от интродукция; 3. Инвазивен другаде; 4. Нежелани (или устойчиви) характеристики; 5. Усвояване на ресурси; 6. Размножаване; 7. Механизми на разпространение и 8. Толерантност на таксона. След попълване на анкетата програмата изчислява оценка (rA) за всяка една от тези категории (rA_1, rA_2, rA_3 и т.н.). Оценката по AS-ISK v 2.1, се бележи като BRA (Basic Risk Assessment, англ.) и представлява стойност (бал), която описва степента на риска от инвазия на даден вид. Оценката е сума от получените балове за всяка една от осемте категории въпроси ($BRA = rA_1 + rA_2 + rA_3 + \dots + rA_8$).

4. Резултати

4.1 Разпространение и разселване на стронгила в българските дунавски притоци

В рамките на настоящото изследване е потвърдено присъствието на стронгила в 6 от 12-те анализирани притока на река Дунав на българска територия. Това са участъци от реките Огоста, Искър, Вит, Осъм, Янтра и Росица (Фиг. 4.1). Индексът за предпочитание е с най-висока стойност за Янтра ($Wi = 0,32$) следван от този към р. Вит ($Wi = 0,269$).

Стронгилът показва най-голямо предпочитание към реки от речен тип R7, като се среща в общо 275,2 km ($Wi = 0,95$). Видът се среща в цялата низинна част (речен тип R7) от реките Искър, Вит и Янтра, докато за реките Огоста и Осъм се среща само в част от R7 участъците. В полупланинската зона на дунавските реки (речен тип R4) стронгилът се среща в участъци с обща дължина около 50 km (общо за реките Искър, Вит и Янтра). Най-високо разположената точка, в която видът е установен, се намира в р. Росица – 82 m н. в. на 37,2 km над устието ѝ в р. Янтра. Видът не е открит в речен тип R8 – реките Цибрица, Скът, Лом, Войнишка, Витбол, Арчар.



Фигура 4.1 Актуалното разпространение на стронгила в България. Находищата към 2012 г. картирани от Zarev *et al.* (2013). Данните за 2017 г. са от настоящото проучване. Речната типология е според Рамковата директива за водите (Чешмеджиев и кол. 2013); Данни за местоположението на структурите преграждащи реките (ВЕЦ), са от базата данни <https://dams.reki.bg/>.

В р. Огоста стронгилът е навлязъл в първите 7 km от устието нагоре по течението на реката. От фронта на разпространение на стронгила до първата по-значима напречна структура в коритото на реката (ВЕЦ „Елена“) има разстояние от 18,2 km, а на още 14,6 km нагоре по течението се намира ВЕЦ „Бели брод“. Видът не е открит в р. Скът (ляв приток на р. Огоста). В р. Искър стронгилът се среща на 54 km от устието нагоре по течението, което включва целия R7 участък от тази река, както и 23 km от полупланинската ѝ зона (R4). На 19 km разстояние от последното находище на вида се намира ВЕЦ „Койнаре“, като прогнозния модел показва, че видът ще достигне до тази структура преди 2029 г. Настоящото проучване установи, че стронгилът се среща до 40,9 km в р. Вит. Прогнозният модел показва продължаване на разпространението нагоре по течението, като до 2029 г. Фронтът на разпространение вероятно все още няма да е достигнал до първата вертикална структура от реката – ВЕЦ „Ракита“. Стронгилът е навлязъл на 9,2 km от устието на р. Осъм. Първата фрагментационна структура се намира на 155 km от последното находище на стронгила – ВЕЦ/друго. Прогнозният модел показва, че между 2020 и 2023 г. стронгилът би достигнал и устието на р. Мечка (ляв приток на Осъм). Най-отдалечената точка на стронгила от р. Дунав се намира в р. Янтра, където фронтът на разпространение на стронгила достига на 106 km разстояние от устието на р. Дунав и включва участъци от речен тип R7 и R4. В речното корито няма съществени напречни структури, ограничаващи неговото разпространение нагоре по течението. Видът е установен и в един от притоците на р. Янтра – р. Росица, където

той е достигнал до 109 km разстояние от р. Дунав. Разпространението на стронгила в р. Росица се ограничава от ВЕЦ „Росица 3“, до който се очаква той да достигне след 2023 г.

4.2 ДНК тест за откриване присъствието на вида в околната среда

Използваните праймери са с висока чувствителност, способни да открият ДНК от тъканна проба на стронгила само с един PCR и при ниски концентрации (4,8 ng/μl). При анализа на седиментна проба от р. Искър от общо 6 концентрации на ДНК, само една даде положителен резултат (начална концентрация от 194 ng/μl ДНК). При анализ на водните проби от р. Росица от използвани 5 концентрации, само една даде положителен резултат (597 ng/μl ДНК).

За откриването на ДНК на стронгила от водната проба са приложени общо 9 реакции – 6 стандартни и 3 нестови PCR, а за откриването на ДНК на стронгили в седиментната проба са приложени общо 10 реакции – 5 стандартни и 5 нестови PCR. За всички водни/седиментни проби положителен резултат е постигнат само при реакционен обем 25 μl и след прилагането на нестов PCR.

4.3 Размерна структура и линейно-тегловни зависимости на стронгила от българските притоци на р. Дунав

Мъжките на стронгили (N = 117) от дунавските притоци са със средна маса от 5,42 g ± 5,08 SD. Максималната установена маса е 28 g (за индивиди с TL = 12,5 cm), а минималната маса е 0,86 g (TL = 3,77 cm). Женските стронгили (N = 160) имат средна маса от 4,54 g ± 3,19 SD, максимална установена е 16,9 g (за индивид TL = 10,7 cm), а минимална е 0,8 g (TL = 3,83 cm). Дължината на женските риби варира в границите от 3,82 до 10,66 cm (средно 6,47 ± 1,44). Мъжките индивиди са с по-голяма обща дължина от женските – средно 6,79 cm ± 1,85 SD и варират в границите от 2,77 до 12,49 cm.

С най-голяма честота се срещат индивиди, попадащи в размерната група 45 – 49,9 mm SL (20,5%) за мъжките риби, а женските най-често (15%) в размерна група 35 – 59,9 mm SL.

Зависимостта между масата и дължината на тялото (WLR) е степенна функция и за женските, и за мъжките ($Wt = 0,0154 \cdot TL^{2,959}$ и $Wt = 0,0135 \cdot TL^{3,01}$ съответно). И за двата пола коефициентът на детерминация (R^2) > 0,9. Степенният коефициент b от линейно тегловата зависимост е близък до 3 при всички изследвани риби, а самото нарастване е изометрично.

Кондиционният фактор на Фултон при женските стронгили от притоци на р. Дунав варира в рамките на годината от 0,57 до 1,84 със средна стойност $1,02 \pm 0,21$ SD. При мъжките индивиди стойностите му варират от 0,57 до 1,80 със средна за годината от $1,01 \pm 0,18$ SD. Най-голяма вариация в стойностите между отделните индивиди за даден месец се отчита през месец март. С най-високи средни стойности и при двата пола се отличава месец февруари $1,22 \pm 0,21$ SD за женските и $1,05 \pm 0,08$ SD, съответно за мъжките. През месеците март и май при някои женски индивиди са отчетени и максималните стойности на този показател – 1,84 и 1,82 съответно. Максималната стойност на показателя при мъжките

индивиди е 1,8, който е отчетен през месец май. Най-ниските стойности са 0,57 и се регистрират през месеците октомври за мъжките, а през март и октомври за женските.

4.4 Морфологична пластичност на стронгила

4.4.1 Морфология на вида в находищата му от българските дунавски притоци

Стронгите от дунавските притоци Искър, Вит и Янтра са с ширина на устата (JW) равна на $7,8 \% SL \pm 1,8 SD$ за женските и $10,3 \% SL \pm 1,3 SD$ за мъжките, с ширина на главата (HW) равна на $25 \% SL \pm 1,4 SD$ за женските и $24,1 \% SL \pm 1,8$ за мъжките). Широчината на коремния вендуз (VW) е $15,7 \% SL \pm 1,6 SD$ за женските и $16,5 \% SL \pm 1,6 SD$ за мъжките. За женските индивиди височината на втората гръбна перка е $11,7 \% SL \pm 1,3 SD$, а за мъжките $12,4 \% SL \pm 1,2 SD$, докато дължината на тази перка е $32,1 \% SL \pm 2,3 SD$ и $32,8 \% SL \pm 2,1 SD$ за женските и мъжките съответно. Височината на аналната перка е $10,7 \% SL \pm 1,7 SD$, а дължината му е $25 \% SL \pm 2,8 SD$ за женските, докато за мъжките стронгили тези белези са $11,2 \% SL \pm 1,5 SD$ и $27 \% SL \pm 2,7 SD$ съответно.

Броят лъчи в първата гръбна перка е 6 за мъжките и женските стронгили от дунавските притоци, като само 2 женски индивида по изключение имат 5 лъча в тази перка. Броят лъчи във втората гръбна перка варира между 14 и 17 лъча и е съставен от 16 лъча за 70,8% от мъжките и 68,8% от женските. В аналната перка броят лъчи варира между 11 и 14 лъча и е съставен от 13 лъча за 64% от мъжките и 65,5% от женските. И за двата пола броят люспи от средния надлъжен латерален ред варира между 45 и 55 и е най-често 50 люспи.

4.4.2 Морфологични белези на стронгила от различни популации

Стандартната дължина на всички изследвани стронгили (общо 521 мъжки и 277 женски индивиди) от находищата в Северна Америка (ез. Онтарио, реките Св. Клеър, Детройт и Пеферлау) и Европа (р. Дунав, дунавските притоци, ез. Домбие и Шчечинската лагуна) варира в границите на 35,35 – 164,44 mm за мъжките риби и между 35,14 и 131,56 mm за женските. С най-голяма средна дължина са мъжките индивиди от ез. Домбие ($SL = 128,5 \text{ mm} \pm 12 SD$), а женски с най-голяма дължина са установени в Черно море ($SL = 91,5 \text{ mm} \pm 20,8 SD$). С най-малка средна дължина са женските от р. Пеферлау ($SL = 52,8 \text{ mm} \pm 8,7 SD$), а мъжки индивиди с най-малка средна дължина са тези от дунавските притоци в България ($SL = 60,1 \text{ mm} \pm 14,1 SD$). Стронгите от долното течение на р. Дунав са по-дълги от тези, обитаващи дунавските притоци средно с 11 mm при женските и 14 mm при мъжките ($p < 0,001$). Между останалите изследвани находища разлики в SL не са проучени, поради използването на селективни риболовни техники за събирането им.

За всеки морфологичен белег са установени достоверни различия между поне две от анализиранияте извадки. Най-голяма вариация се наблюдава в белезите свързани с главата (ширина и височина на главата, антериорбитално, посторбитално и междуочно разстояние, очен диаметър, ширина на устата), както и в размерите на различните перки (втората гръбна перка, аналната перка, опашната перка, гръдната перка и коремния вендуз).

От всички популации, най-голям очен диаметър (ED) е установен за стронгилите, обитаващи водосбора на Великите езера (разлики с другите извадки от 0,7 до 2,1% SL; $p \leq 0,05$). Екземплярите от дунавските притоци (Искър, Вит и Янтра) имат по-малка ширина на устата (JW) в сравнение със стронгилите от р. Дунав (разлики до 3,4% SL; $p \leq 0,05$). Стронгили от Шчечинската лагуна и от ез. Домбие имат по-голямо междуочно разстояние от останалите находища (разлики между 1,3% и 7,3% SL; $p \leq 0,05$) и по-голямо anteriоорбитално разстояние (разлики до 2,7% SL; $p \leq 0,05$). Рибите от тези находища се характеризират и с по-широка уста в сравнение с индивидите от дунавските притоци и ез. Онтарио (разлики до 2% SL; $p \leq 0,05$). Стронгилите от ез. Онтарио имат по-ниски стойности за ширината и височина на главата (HW и HD) в сравнение с другите изследвани извадки.

Различията между отделните популации в съотношенията на частите от тялото, намиращи се зад хрилното капаче са сравнително малки – най-често $< 3\%$ SL. Най-голямо разстояние от първата гръбна перка до края на аналната перка и от втората гръбна перка до края на аналната перка (D1Ap и D2Ap) е установено при стронгилите от водосбора на Великите езера (ез. Онтарио, реките Св. Клеър, Детройт и Пеферлау) и от водосбора на Балтийско море (ез. Домбие и Шчечинската лагуна). Най-малки стойности за тези белези са установени при рибите от дунавските притоци (разлики до 4,8% SL; $p \leq 0,05$). Индивидите от Шчечинската лагуна и от ез. Домбие се характеризират с относително големи anteriоанални (PreA) и anteriоентрални (PreV) разстояния спрямо останалите изследвани извадки (PreA = 61,6% SL \pm 2,5 SD за Шчечинската лагуна и PreA = 63% SL \pm 2,3 SD за ез. Домбие) (PreV = 35% SL \pm 3,1 SD за Шчечинската лагуна и PreV = 35,8% SL \pm 2,3 SD за ез. Домбие). За индивидите от тези две находища обаче вентрално-аналното разстояние е по-късо в сравнение с останалите популации (разлики до 2,7%; $p \leq 0,05$). За стронгилите от ез. Онтарио предната половина от тялото е по-скъсена (по-ниски стойности на PreA, PreV, PreD и VA), докато задната част на тялото е по-издължена (по-високи стойности на D1Ap и D2Ap) в сравнение с другите популации.

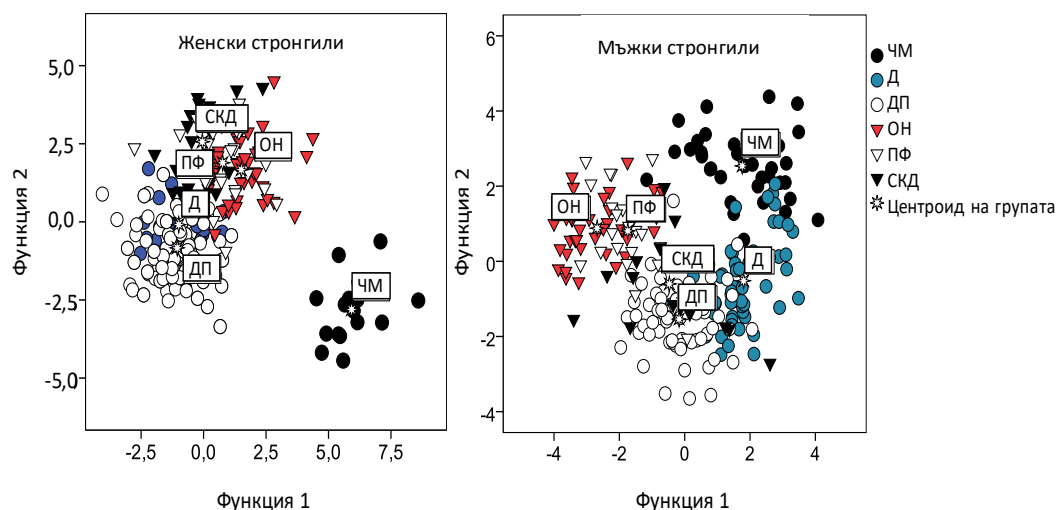
Стронгилите, обитаващи р. Дунав и притоците ѝ, са с по-широки коремни перки (коремни вендузи) в сравнение с индивидите уловени от проучените стоящи водоеми (разлики до 6,8% SL, $p \leq 0,05$), като с най-малък коремен вендуз са представителите на вида от Черно море. Стронгилите, обитаващи Великите езера, имат най-дълги опашни перки (CL) (разлики до 2,7% SL; $p \leq 0,05$, най-изявени за р. Пеферлау), докато рибите от Балтийския водосбор са с къси, но високи опашни перки (разлики до 11,4% SL; $p \leq 0,05$). Стронгилите от речните, така и езерните популации в басейна на Великите езера имат по-дълга анална и втора гръбна перка в сравнение с представителите на вида от всички останалите популации. Стронгилите от Шчечинската лагуна, ез. Домбие и р. Пеферлау имат по-дълги гръдните перки в сравнение с останалите изследвани находища (разлики до 2,8% SL; $p \leq 0,05$).

Броят на лъчите в отделните перки не показва съществени различия между стронгилите от различните находища. В първата гръбна перка 90% от всички анализирани индивиди имат по 6 лъча. Във втората гръбна перка те най-често са 16 лъча, като най-широки граници на вариране има при рибите от Шчечинската лагуна (Балтийско море) – между 12 и

18 лъча. За ез. Онтарио 51% от мъжките стронгили са с 17 лъча в тази перка, а 50% от женските са с 16 лъча. В ез. Домбие 48% от рибите (от този водоем са уловени само мъжки) са с по 15 лъча. Аналната перка е най-често с 13 лъча, но при 50% от индивидите от Балтийско море (Щечинска лагуна) той е съставен от 12 лъча. Броят люспи от средната латерална серия варира в по-широки граници при стронгилите от Щечинската лагуна (от 36 до 55 люспи) и от ез. Онтарио (от 36 до 54 люспи) в сравнение с тези от Черно море, р. Дунав и притоците ѝ, при които този белег варира от 44 до 56 люспи.

От всичките 31 морфологични белези 13 се различават най-значително между женските от отделните популации и 15 белега се различават най-значително между мъжките стронгили от различните находища (оценено на базата на ламбдата на Wilks). И за двата пола междуочното разстояние, разстоянието от втората гръбна перка до основата на аналната перка, ширината на главата, очният диаметър и ширината и дължината на втората гръбна перка показват най-съществени различия между отделните популации.

Въз основа на външната им морфология 83,7% от женските и 80,3% от мъжките стронгили могат да бъдат правилно класифицирани относно принадлежността им към съответното находище. Женските стронгили от нативната популация (Черно море) се различават морфологично от всичките останали популации (Фиг. 4.2). Женските индивиди от инвазивните находища обаче не сформират отделни групи в графиката на двете канонични функции на дискриминантния анализ. От своя страна мъжките на стронгили образуват три групи – 1) индивиди от Черно море; 2) от притоците на р. Дунав (Искър, Вит и Янтра) и от реките Св. Клеър и Детройт и 3) от ез. Онтарио и от р. Пеферлау. Мъжките индивиди от р. Дунав заемат междинно положение като група 1) и група 2) показват морфологични сходства като със себеподобните си от Черно море, така и със стронгилите от дунавските притоци и от реките Св. Клеър и Детройт.



Фигура 4.2 Първите две канонични функции от дискриминантния анализ за мъжки и женски стронгили от Черно море (ЧМ), р. Дунав (Д), дунавските притоци (ДП), ез. Онтарио (ОН), реките Св. Клеър и Детройт (СКД), р. Пеферлау (ПФ).

4.4.3 Алометрия и изометрия на стронгила от българските дунавски притоци

Общо 16 от всичките анализирани 31 морфологични белега показват положителна алометрия и за мъжките, и за женските стронгили от дунавските притоци (Искър, Вит и Янтра). В главовата област алометрично нарастване е установено за антериоорбиталното разстояние (PreOr), междуочното разстояние (IOг), ширината на устата (JW) и височина на главата (HD), а алометричните коефициенти са между 1,13 и 1,69 с доверителни интервали (CI) от 1,08 до 1,85. Най-голям алометричен коефициент за дунавските притоци е установен за IOг, средно 1,69 (CI между 1,54 и 1,85) за женските и 1,45 (CI между 1,27 и 1,66) за мъжките и за JW, средно 1,36 (CI между 1,3 и 1,42) за женските и 1,47 (CI между 1,36 и 1,59) за мъжките.

Разстоянието от първата гръбна перка (D1) до основата на ананалната перка (A), от втората гръбна перка (D2) до основата на вентралната перка, разстоянията от D1 и D2 до края на A, вентроаналното разстояние, както и минималната и максималната височина на тялото на стронгилите от дунавските притоци също се характеризират с положителен алометричен растеж. Гореизброените белези имат алометрични коефициенти близки до единица (между 1,04 и 1,15 с CI между 1,01 и 1,22). С положителен алометричен растеж са и белезите D1L, D2L, AD, AL и VW. Дължината на първата гръбна перка е с алометричен коефициент от 1,09 за женските (CI между 1,05 и 1,14) и 1,07 за мъжките (CI между 1 и 1,14). Дължината на втората гръбна перка също нараства алометрично с коефициент от 1,15 за женските (CI между 1,1 и 1,21) и 1,13 за мъжките (CI между 1,06 и 1,21). За височината и дължината на ананалната перка (AD и AL) и двата пола показват положителна алометрия. Алометричен коефициент на AD е 1,23 (CI между 1,03 и 1,47), а на AL е 1,25 (CI между 1,09 и 1,43) за мъжките стронгили. За женските алометричният коефициент на AD и AL е 1,17 и 1,12 съответно (CI между 1,05 и 1,26 за двата белега). Ширината на коремния вендуз също расте с положителна алометрия, а коефициентът е 1,10 (CI между 1,02 и 1,18) за женските и 1,11 (CI между 1 и 1,59) за мъжките.

Три белега нарастват отрицателно алометрично и за двата пола – диаметър на окоето (ED), дължина на опашната перка (CL) и дължина на коремния вендуз (VL). Само за женските стронгили от дунавските притоци това нарастване е статистически достоверно с алометричен коефициент от 0,89 (CI между 0,83 и 0,96) за ED, с коефициент от 0,93 (CI между 0,87 и 0,99) за CL и 0,9 (CI между 0,86 и 0,95) за VL. За останалите 12 белега нарастването е изометрично.

4.4.4 Алометрия и изометрия на стронгила от различни популации

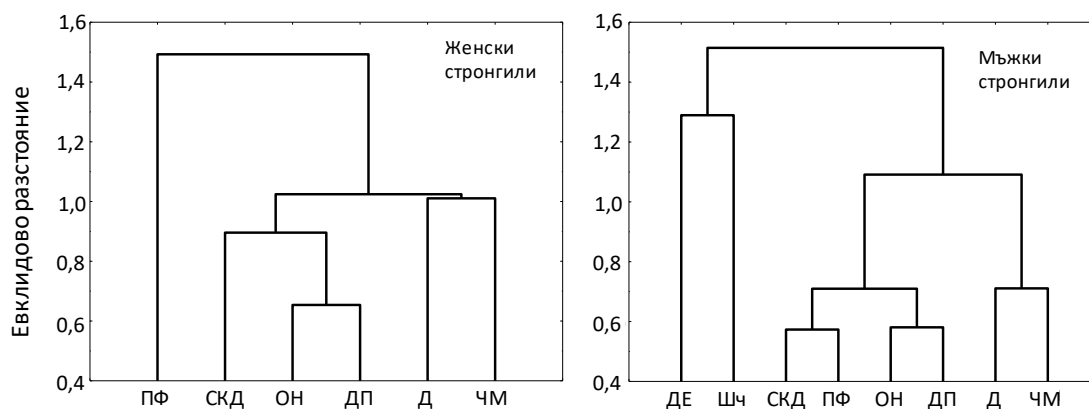
Високи алометрични коефициенти са установени за следните белези: ширината на устата (JW), като с най-високи коефициенти са мъжките и женските стронгили от Черно море – съответно 2,15 (CI между 1,88 и 2,47) и 1,78 (CI между 1,55 и 2,04); ширината на коремния вендуз (VW) с най-високи алометрични коефициенти са женските от Черно море и мъжките от ез. Домбие – съответно 1,76 (CI между 1,45 и 2,13) и 1,91 (CI между 1,23 и 3,24);

височината на опашната перка (CD) с най-високи стойности при мъжките и женските от р. Дунав – съответно 1,84 (CI между 1,56 и 2,18) и 1,48 (CI между 1,05 и 2,09).

Антериоаналното разстояние и дължината на главата нарастват изометрично при стронгилите от всички анализирани популации. Изометрично нарастват и повечето от морфологичните белези (17 и 22) на стронгилите от р. Пеферлау и ез. Домбие. Отрицателна алометрия се наблюдава при очния диаметър (за мъжките от р. Св. Клеър и Детройт и ез. Онтарио и женските от дунавските притоци), дължината на опашната перка (мъжките от ез. Онтарио и женските от дунавските притоци), дължината на опашното стъбло (мъжките от Черно море), както и разстоянията от основите на гръбните перки до края на аналната перка (D1Ap и D2Ap) (женските от ез. Онтарио и р. Пеферлау и мъжките от ез. Домбие).

Съществува достоверно различие между алометричните коефициенти на 19 белега за женските стронгили от отделните изследвани популации и на 21 белега за мъжките. Не са достоверни различията в алометричните коефициенти по отношение на белезите: вентроаналното разстояние, разстоянията от основите на първата и на втората гръбна перка до основата на аналната перка, разстоянието от основата на втората гръбна перка до основата на коремната перка, височината и дължината на първата гръбна перка (VA, D1A, D2A, D2V, D1D и D1L).

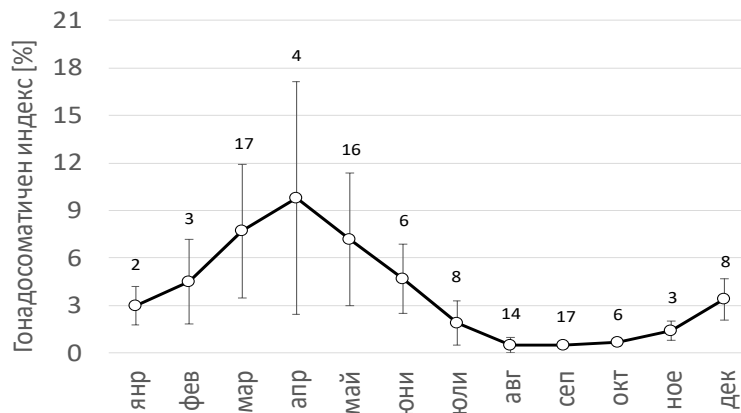
И мъжките, и женските стронгили се групират по относително аналогичен начин на база на техните алометрични коефициенти (с изключение на женските от р. Пеферлау) (Фиг. 4.3). Установено е сходство между алометричните модели (съвкупност от алометрията на външните белези) на индивидите от Черно море и р. Дунав. Популациите от водосбора на Балтийско море са обособени от останалите стронгили в отделен клъстер. Високо сходство в алометрията е видимо между индивидите от ез. Онтарио и тези от дунавските притоци. Към тях се групират и речните популации от Северна Америка с изключение на женските риби от р. Пеферлау, които стоят значително отделени от останалите групи (Фиг. 4.3).



Фигура 4.3 Алометричните модели (съвкупност от алометрията на външните белези) на женските и мъжките стронгили от ЧМ (Черно море), Д (р. Дунав), ДП (дунавските притоци), ОН (ез. Онтарио), СКД (реките Св. Клеър и Детройт), ПФ (р. Пеферлау), ШЧ (Шчечинската лагуна) и ДЕ (ез. Домбие).

4.5 Размножителни характеристики на стронгила

Гонадосоматичният индекс (*GSI*) при женските стронгили от дунавските притоци Вит, Искър и Янтра варира в границите от 0,5 до 9,8% през отделните месеци (Фиг. 4.4). Най-висока средна стойност на индекса е установена за месец април, а най-ниски тези стойности са за месеците август и септември. Отчетливият пик през месец април е последван от постепенно намаляване до достигане на минимално ниво от 0,5% в края на лятото и началото на есента. Следва обратна тенденция на постепенно увеличение до достигане на пика през април (Фиг. 4.4). Достоверно се различава стойността на *GSI* през месеците август с тези от февруари, март, април, май и юни (ANOVA разлика в медианите от 2,9 до 6,5%, $p = 0,001$). Съществуват достоверни различия и между *GSI* от септември и *GSI* от март и май (ANOVA разлика в медианите от 3,7 до 5%, $p = 0,001$).

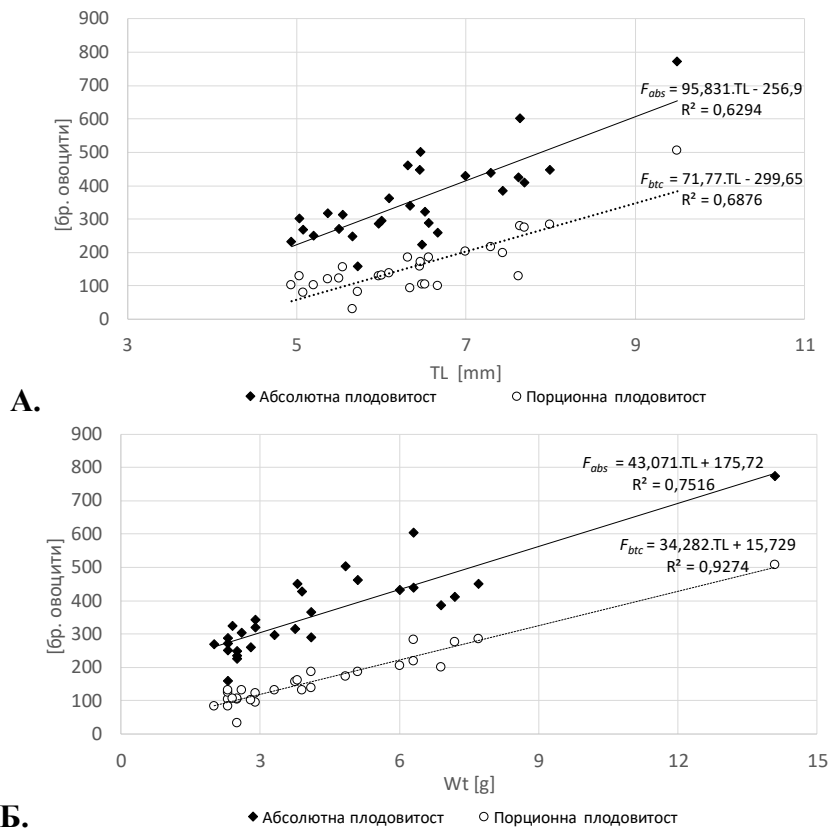


Фигура 4.4 Месечна динамика на гонадосоматичния индекс (средна \pm SD) за женските стронгили от реките Искър, Вит и Янтра. Над всяка месечна стойност е посочен размерът на извадката.

Размерът на овоцитите е друг показател за половото съзряване на рибите. Общо за изследваната извадка е установено наличието на три фракции овоцити, различаващи се по своите размери – тип А (малки), тип В (големи) и тип С (много големи). Последният тип е слабо представен в изследваните женски (само в два индивида) и съответно не е анализиран. Овоцити от тип А се срещат в яйчника през цялата година. Средният диаметърът на овоцити тип А варира в границите 0,18–0,54 mm (средна $0,36 \pm 0,08$ SD). Стойности близки до горната граница се наблюдават през месеците декември, януари, февруари и юли. Стойности около средната се наблюдават през март, април, май, юни, октомври и ноември, а тези от долния диапазон през месеците август и септември. Диаметърът на овоцитите от тип А през месец август (средно $0,13 \text{ mm} \pm 0,19$ SD) се различава достоверно от диаметъра на същия тип овоцити през месеците януари, февруари, юли, октомври и декември. Наблюдавани са разлики в медианите от 0,25 до 0,32 mm, установени чрез ANOVA на рангове ($p = 0,001$).

Овоцитите от тип В се срещат в яйчника винаги съвместно с тези от тип А за всички месеци от годината с изключение на месеците август, септември и октомври, когато такива липсват. Средният диаметърът на овоцитите от тип В варира от 1,03 до 1,60 mm (средна 1,31 ± 0,19 SD), като най-високи стойности са наблюдават през февруари, март, април и май (средни между 1,4 и 1,6 mm), докато най-ниски средни стойности са наблюдавани за ноември, декември и януари (около 1 mm). Не са установени достоверни различия между отделни месеци (ANOVA на рангове $p = 0,092$).

Абсолютната плодовитост на женските индивиди варира в границите 159–773 овоцита (средно 360 овоцита ± 128 SD). Относителната плодовитост варира между от 55 до 134 овоцита/g (средно 94 овоцита/g ± 24 SD). Броят овоцити, съставляващ една партида, която женската отлага, е между 32 и 507 (средно 162 овоцита ± 62 SD). Между абсолютната плодовитост (общ брой овоцити А и В) и дължината на рибите (TL) съществува линейна зависимост: $F_{abs} = 95,83.TL - 256,9$. Линейна зависимост се наблюдава и между TL и абсолютната плодовитост отчетена само на база тип В овоцити: $F_{btc} = 71,77.TL - 299,65$. Зависимостта между абсолютната плодовитост (общ брой овоцити А и В) и масата на рибата е също линейна: $F_{abs} = 43,07.TL - 175,72$, както и между абсолютната плодовитост само на тип В овоцитите и масата на рибите: $F_{btc} = 34,282.TL - 15,729$.



Фигура 4.5 Зависимост между плодовитост (абсолютната плодовитост на всички типове овоцити F_{abs} и абсолютната плодовитост само на тип В овоцитите F_{btc}) и А – TL и Б – общата маса (Wt) на женски стронгили от реките Искър, Вит и Янтра.

Дължината на женските стронгили при настъпване на половото съзряване е 4,925 cm (TL) или 3,709 cm (SL). Логистична функция, описваща вероятността на полово зрялост при определен размер на тялото, е със следното уравнение $P = 1 / (1 + e^{-2.965(TL - 4.925)})$. Пригодността на логистичната функция към зависимостта между процента полово зрели женки и дължината на тялото е висока, според теста на Walt, който е 12,54 ($p = 0,0004$) и според теста на Hosmer & Lemeshow: $\chi^2 = 3,88$ ($p = 0,87$).

Размножаващи се мъжки риби са улавяни само през месеците март, април и май, като тип С („промъквач се“) е установен само през март, докато тип В („родител“) са улавяни и през трите месеца. Средната стойност на *GSI* за мъжките от тип В е $7\% \pm 4,7$ SD, като този показател варира в границите от 2,6 до 12% през отделните месеци. При мъжките от тип С средната стойност на *GSI* е $6,6\% \pm 1,5$ SD и вариране в границите от 4,3 до 8%. През цялата година (с изключение на месец януари) в извадките присъстват мъжки от тип А (неразмножаващи се). Средната стойност на *GSI* при тези индивиди е $0,26\% \pm 0,17$ SD, с граници на вариране от 0,10 до 0,83%. За месеците април, май, август, октомври, ноември и декември са уловени единични мъжки индивиди без типичната морфология на размножаващи се стронгили (тип В или С), но с развити тестиси – *GSI* между 1 и 2,2%, поради което те се бележат като „преходен тип“.

4.6 Дънна фауна във фронта на разпространение на стронгила в реките Искър, Вит и Янтра

МЗБ на изследваните речни участъци са установени общо 91 таксона, като в р. Искър са регистрирани 59 таксона, 72 в р. Вит и 47 в р. Янтра. Общият брой таксони (ОБТ*) е средно 20 таксона ± 3 SD за р. Искър през различните месеци от годината. Най-висока стойност на ОБТ* в р. Искър е регистриран през месец август (25 таксона), а най-ниска през декември (15 таксона). Средната месечна стойност на ОБТ* е 25 таксона ± 4 SD за р. Вит с максимум установен за месец октомври (30 таксона) и минимум през март (18 таксона). ОБТ* е средно 21 таксона ± 3 SD за р. Янтра, през отделните месеци, като най-висока стойност е регистрирана през август (24 таксона), а най-ниска през септември (17 таксона).

Общо 23 таксона МЗБ са открити единствено в р. Вит, като дънното съобщество е богато на водни охлюви (общо 5 таксона). По-малко са безгръбначните, установени единствено в р. Искър – 9 таксона и общо 6 таксона МЗБ са откривани само в р. Янтра

Плътноста на макробезгръбначните е над 100 инд/м² за трите реки през всички изследвани периоди от годината. Средната годишна плътност на МЗБ е 447 инд/м² ± 266 SD за р. Искър, като най-висока плътност е регистрирана през август (1053 инд/м²), а най-ниска през декември (130 инд/м²). Средната годишна плътност на МЗБ е 501 инд/м² ± 250 SD за р. Вит. Най-високата плътност е установена през месец октомври (944 инд/м²), а най-ниската – през май (218 инд/м²). От трите реки най-ниска средната годишна плътност (329 инд/м² \pm

145 SD) е установена за р. Янтра, където максималната плътност на МЗБ е наблюдавана през септември (423 инд/м²), а минималната – през юли (113 инд/м²).

Ракообразните от род *Gammarus* са доминантната група в МЗБ от р. Вит през всички месеци – от 100 до 259 инд/м². Наблюдавани са пикове в плътността на други групи дънни безгръбначни само през отделните месеци от годината: на Simuliidae g. sp. (Diptera) през юни и октомври (296 и 139 инд/м² съответно), на *Baetis* spp. (Ephemeroptera) през юни и ноември (130 и 169 инд/м² съответно) и на *Hydropsyche* spp. (Trichoptera) през октомври (250 инд/м²).

Различни групи водни насекоми доминират в МЗБ на р. Искър през отделните месеци. Малочетинестите червеи (Oligochaeta g. sp.) доминират в МЗБ само през януари (177 инд/м²). От водните двукрили за *Orthocladius/Cricotopus* spp. е установена най-висока плътност през февруари (115 инд/м²), докато Simuliidae g. sp. имат висока плътност през юни, август и септември (съответно 161, 170 и 296 инд/м²). Ручейниците от род *Hydropsyche* се нареждат втори по своята плътност през август и септември (съответно 100 и 185 инд/м²), но доминират в пробите от октомври и ноември (съответно 108 и 130 инд/м²).

Simuliidae g. sp. доминират в МЗБ на р. Янтра през месеците юли и септември (52 и 139 инд/м² съответно). Еднодневките от род *Baetis* доминират през август (73 инд/м²), а род *Hydropsyche* – през октомври (185 инд/м²).

Таксоните, срещащи се и в трите реки с висока плътност (> 50 инд/м² за някои месеци) в околната среда, включват: *Hydropsyche* g. sp., *Cheumatopsyche lepida* и Psychomyiidae g. sp. от Trichoptera; *Baetis* spp., *Caenis* spp. и Heptageniidae g. sp. от Ephemeroptera; *Orthocladius/Cricotopus* spp., *Eukiefferiella* spp., Tanytarsini g. sp. и Simuliidae g. sp. от Diptera.

Общо 34 таксона или 37,4% от всички определени безгръбначни са установени и в трите дунавски притока. Реките Искър, Вит и Янтра образуват ясно различими клъстери на базата на качествения състав на макрозообентоса, като МЗБ от реките Янтра и Искър показва по-голямо сходство между си ($BC = 70\%$), отколкото с р. Вит ($BC = 57\%$). Реките Искър и Янтра сформират клъстери, отговарящи на отделните сезони от годината, но не винаги наблюдаваното сходството е най-високо между съседните месеци. За р. Вит са обособени два клъстера – един който обеднява юли, август, септември и октомври и втори, който обеднява останалите месеци, без те да са подредени хронологично. За р. Искър е установено най-високо сходство в качествения състав на МЗБ между отделните месеци ($BC = 75\text{--}100\%$), с максимална стойности за януари и февруари. За р. Вит сходството в качествения състав е от 70 до 87%, а за р. Янтра – между 77 и 87%.

При класифицирането на реките според количествения състав на безгръбначните са установени по-големи разлики между отделните месеци. Пробата от р. Янтра през месец юли показва най-ниско сходство спрямо останалите проби ($BC = 19\%$). Някои клъстери обединяват близки месеци от годината, например декември, януари, февруари и април от р. Искър; юни, септември и октомври от р. Искър и септември от р. Янтра. Съвсем логично, най-високо сходство е установено между съседни месеци от една река – между септември и

октомври за р. Искър ($BC = 82\%$) и между март и май за р. Вит ($BC = 77\%$). Повечето месеци обаче не са групирани хронологично.

4.7 Диета и екологични особености в храненето на стронгила

4.7.1 Състав на диетата на стронгила

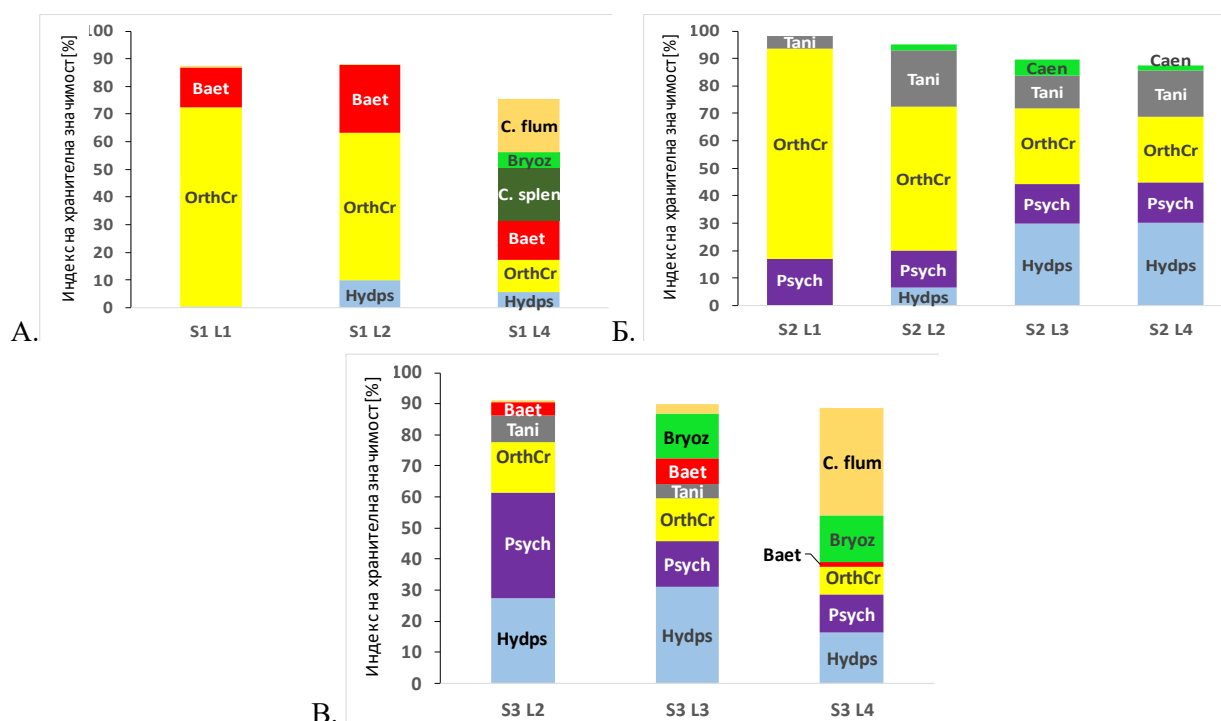
Диетата на стронгила от р. Искър включва 63 таксона, в р. Вит диетата е съставена от 50 таксона, а в р. Янтра – от 40. Общо 26 таксона или 33% от безгръбначните са откривани в индивиди уловени и от трите реки, докато 31 таксона са определени като рядко срещани. В диетата на стронгила с най-голямо разнообразна е представена групата на водните насекоми – общо 63 таксона за трите реки. От тях с най-голямо таксономично богатство са водните двукрили (Diptera; 36 таксона), следвани от ручейниците (Trichoptera; 9 таксона) и едnodневките (Ephemeroptera; 8 таксона). Твърдокрилите (Coleoptera) са представени от възрастни и ларви от общо 5 таксона. Другите групи насекоми като разред Plecoptera, Hemiptera и Odonata включват само един до два таксона. В диетата на стронгила са установени и ракообразни – основно *Gammarus* spp. и *Asellus aquaticus*, но също и *Alona* spp. и Ostracoda g. sp. В храносмилателния тракт на един стронгил е открит ювенилен езерен рак (*Astacus leptodactylus*; с дължина около 2 cm). Диетата на вида включва и колонии на животински мъхове (Bryozoa), малкочетинести червеи (Oligochaeta) и водни кърлежи (Hydrachnidae). Мекотелите в храната на стронгила са представени изключително от *Corbicula fluminea*, но в един индивид е открита и мида от род *Pisidium*. Установено е и присъствието на сухоземни насекоми, семена от растения в единични екземпляри. В храносмилателния тракт на 8 индивида са открити и люспи от риби (20 или повече люспи). Някои от люспите са идентифицирани като притежание на черна мряна и речно попче.

В диетата на стронгила не са установени водни охлюви, ларвите на водни кончета от семейство Gomphidae, някои дървеници, както и някои ларви на двукрили (*Atherix ibis*, *Ibisia marginata*, Rhagionidae g. sp., Tabanidae g. sp.). Присъствието на тези таксони обаче е регистрирано в МЗБ на съответните речни участъци, макар те да са представени като цяло с ниска плътност (≤ 10 инд/м²).

В храносмилателния тракт на стронгила е установено наличие на хранителни обекти през цялата година. Хранят се всички риби независимо от размерите и пола им. Случаи на стронгили с празен храносмилателен тракт са регистрирани само през периода S1 (11–17 % от всички уловени риби) (Табл. 4.1). Според гастро-соматичния индекс (I_{GF}), хранителната активност на вида е най-висока през март за р. Вит, през периода март – май за р. Искър, а през периода юни – септември (S3) за р. Янтра. И за трите изследвани реки количеството поета храна е най-ниско през период S1.

Таблица 4.1 Температура на водата (средна, минимална и максимална) за трите периода (S1, S2 и S3) в реките Искър, Вит и Янтра; брой стронгили (N), процент риби с празен храносмилателен тракт (EG), гастро-соматичен индекс (I_{GF}) и обща плътност на дънните макробезгръбначни (Dt)

	Средна температура [C°]	Средна месечна температура за периода (мин – макс) [C°]	N [инд.]	EG [%]	I_{GF} [°/000]	Dt [инд/м ²]
Искър S1 (окт. до март)	5,9	2,1–12,9	68	17	6,1	445
Искър S2 (апр. до май)	14,6	12,0–17,1	54	0	13,9	174
Искър S3 (юни до септ.)	21,4	17,1–23,1	61	1	12,9	627
Вит S1 (окт. до дек.)	7,7	3,5–12,4	27	11	4,4	667
Вит S2 (март)	10,7	–	61	0	13,5	233
Вит S3 (май до сеп.)	19,1	15,4–21,8	40	0	9,9	455
Янтра S1 (октомври)	12,8	18,2–22,5	5	0	3,7	396
Янтра S3 (юли до сеп.)	20,9	–	49	0	16,4	308

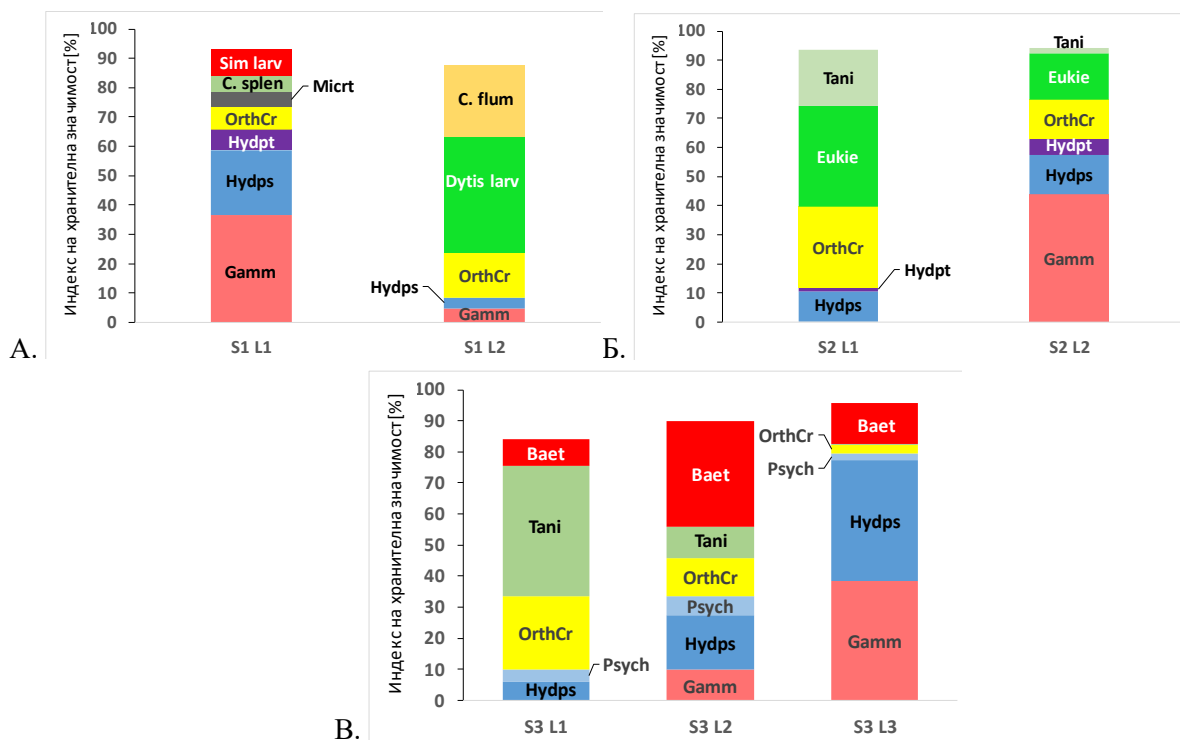


Фигура 4.6 Индекс на относителна значимост (I_{FI}) на безгръбначните в диетата на стронгила за различните размерни класове L1, L2, L3 и L4 (виж Таблица 3.1) от р. Искър през периодите от А. октомври – март (S1), Б. април – май (S2) и В. юни – септември (S3). Съкращения: двукрили (**OrthCr** – *Orthocladius/Cricotopus* spp., **Tani** – *Tanytarsini* g. sp.), ручейници (**Hydps** – *Hydropsyche* spp., **Psych** – *Psychomyiidae* g. sp.), едnodневки (**Baet** – *Baetis* spp., **Caen** – *Caenis* spp.), водни кончета (**C. splen** – *Calopteryx splendens*), животински мъхове (**Bryoz** – *Bryozoa* g. sp.) и мекотели (**C. flum** – *Corbicula fluminea*).

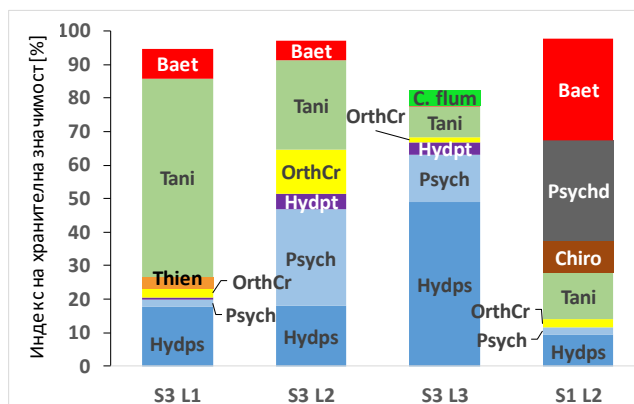
В р. Искър през периода април – май (S2) стронгилите от размерен клас L1 и L3 не проявяват изборително хранене към нито един от таксоните, установени в диетата им. За период S2 индивидите от размерен клас L2 предпочитат ларви на Chironomidae (*Polypedilum* spp., Tanytarsini g. sp. и *Orthocladius/Cricotopus* spp.), а тези от L4 – *A. aquaticus* и Tanytarsini g. sp. През периода юни – септември (S3), L2 стронгилите се хранят изборително с *A. aquaticus*, *Polypedilum* spp. и Psychomyiidae g. sp., като последният таксон е предпочитан и от по-големите индивиди (L3 и L4). Също така през периода S3 попчетата от размерен клас L4 изборително се хранят с *C. fluminea*. През периода октомври – март (S1) стронгили от размерни класове L1 и L2 предпочитат различни ларви на Chironomidae, докато L2 и L4 стронгилите подбират и какавидите на тези безгръбначни.

В р. Вит през период октомври – декември (S1) сравнително големи безгръбначни като *Gammarus* spp. и *Hydropsyche* spp. са с висока относителна значимост ($I_{FI} = 20\text{--}35\%$) за стронгилите от най-малкия размерен клас (L1). През същия период *Orthocladius/Cricotopus* spp., *C. fluminea* и Dytiscidae g. sp. имат най-висока относителна значимост (I_{FI} съответно 15, 25 и 40%) за L2 индивидите (Фиг. 4.7). През март месец (единствения месец съставляващ периода S2 за р. Вит) ларвите на хирономиди (*Orthocladius/Cricotopus* spp. и *Eukiefferiella* spp.) са жертвите с най-висока относителна значимост ($I_{FI} = 30\%$) за стронгилите от размерен клас L1 (Фиг. 4.7). За същия период *Gammarus* spp. ($I_{FI} = 45\%$) са с най-висока относителна значимост за индивидите от размерните класове L2 и L3. През периода май – септември Tanytarsini g. sp. имат висока относителна значимост ($I_{FI} = 40\%$) за L1 индивидите, *Baetis* spp. са най-значими за стронгилите от размерен клас L2 ($I_{FI} = 30\%$), а *Gammarus* spp. и *Hydropsyche* spp. имат висока относителна значимост ($I_{FI} = 40\%$) за тези от размерен клас L3. През март (S2), стронгилите от размерна клас L1 и L2 от р. Вит се хранят изборително с *Hydroptila* spp., а тези от L2 – и с *Eukiefferiella* spp. През периода май – септември (S3) индивидите от клас L1 проявяват предпочитания към Psychomyiidae g. sp., *Orthocladius/Cricotopus* spp. и Tanytarsini g. sp. През този период, стронгилите от размерен клас L2 и L3 предпочитат Psychomyiidae g. sp., отделно L2 индивидите се хранят изборително с *Orthocladius/Cricotopus* spp. и Ostracoda g. sp., а L3 индивидите – с *Hydropsyche* spp. През S1 стронгилите от размерен клас L1 предпочитат *Microtendipes* spp., Tanypodinae g. sp. и *Hydroptila* spp в р. Вит.

В р. Янтра, през период юли – септември (S3), ларвите на Tanytarsini g. sp. са най-важните жертви ($I_{FI} = 60\%$) за стронгилите от размерен клас L1, докато в диетата на L2 индивидите *Hydropsyche* spp. и Psychomyiidae g. sp. са с най-висока значимост ($I_{FI} = 20\text{--}25\%$) (Фиг. 4.8). През периода S3 ларвите на *Hydropsyche* spp. са с най-висока относителна значимост ($I_{FI} = 50\%$) за стронгилите от размерен клас L3. През месец октомври (единствения месец съставляващ периода S1 за р. Янтра) ларвите на Psychodidae g. sp. и *Baetis* spp. са с най-висока значимост в храната на стронгилите от размерен клас L2. През периода S3 индивидите от размерен клас L1 показват изборително хранене към *Thienemanniella* spp. и Tanytarsini g. sp., а тези от L2 и L3 предпочитат Psychomyiidae g. sp. и *Microtendipes* spp.



Фигура 4.7 Индекс на относителна значимост (I_{FI}) за безгръбначните в диетата на стронгила за различните размерни класове L1, L2 и L3 (виж Таблица 3.1) от р. Вит през А: октомври – декември (S1), Б: март (S2) и В: май – септември (S3). Съкращения: двукрили (**Eukie** – *Eukiefferiella* spp., **Micrt** – *Microtendipes* spp., **OrthCr** – *Orthocladius/Cricotopus* spp., **Sim larv** – Simuliidae g. sp. larvae, **Tani** – Tanytarsini g. sp.), ручейници (**Hydps** – *Hydropsyche* spp., **Hydpt** – *Hydroptila* spp., **Psych** – Psychomyiidae g. sp.), едnodневки (**Baet** – *Baetis* spp.), ракообразни (**Gamm** – *Gammarus* spp.), твърдокрили (**Dytis larv** – Dytiscidae g. sp. larvae) и мекотели (**C. flum** – *Corbicula fluminea*).

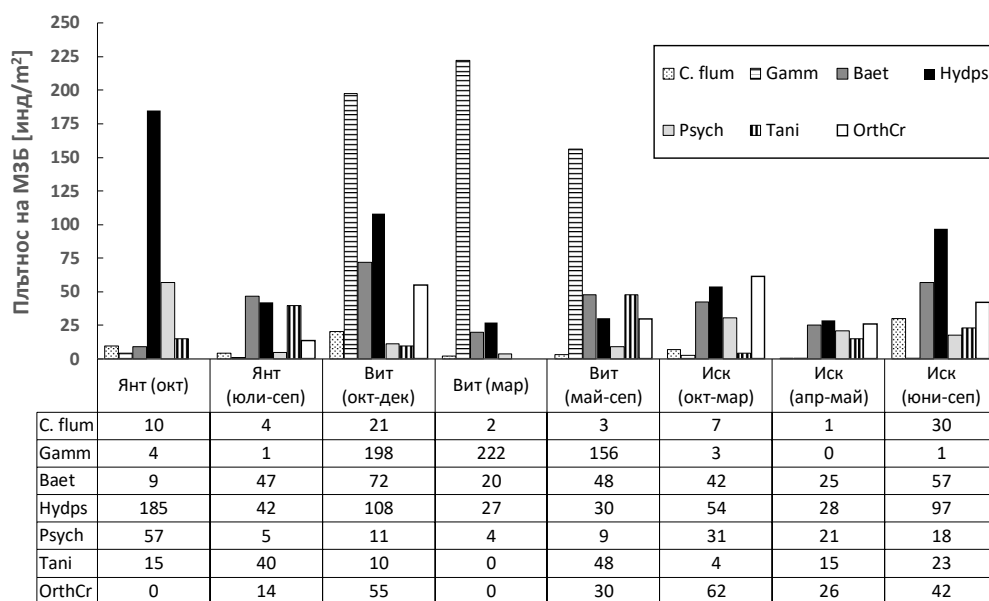


Фигура 4.8 Индекс на относителна значимост (I_{FI}) за безгръбначните в диетата на стронгила за различните размерни класове L1, L2 и L3 (виж Таблица 3.1) от р. Янтра през октомври (S1) и периода юли – септември (S3). Съкращения: двукрили (**Chiro** – *Chironomus* spp., **OrthCr** – *Orthocladius/Cricotopus* spp., **Tani** – Tanytarsini g. sp., **Thien** – *Thienemanniella* spp.), ручейници (**Hydps** – *Hydropsyche* spp., **Psych** – Psychomyiidae g. sp.), едnodневки (**Baet** – *Baetis* spp., **Caen** – *Caenis* spp.), водни кончета (**C. splen** – *Calopteryx splendens*), животински мъхове (**Bryoz** – Bryozoa g. sp.) и мекотели (**C. flum** – *Corbicula fluminea*).

4.7.2 Подвижност, субстратни предпочитания и плътност на безгръбначните в диетата на стронгила

Стронгилите от реките Искър, Вит и Янтра се хранят основно с ходещи/пълзящи безгръбначни (I_{FI} до 90%), следвани от сесилни/хемисесилни такива. Последните бентобионти преобладават само в диетата на риби от размерен клас L2 през периода S2 от р. Вит и за тези от размерен клас L4 през периода S3 в р. Искър ($I_{FI} = 45$ и 60%, съответно). Стронгилите се хранят, макар и по-рядко, с плуващи и с ровеци безгръбначни, като последните са много ниско значими в храненето на вида ($I_{FI} < 10\%$). По изключение в диетата на някои стронгили (L2 S1) от р. Янтра ровеците таксони имат по-висока относителна значимост ($I_{FI} = 35\%$) и съответно само в тази извадка преобладават обвързаните с фин субстрат жертви. При останалите стронгили, валчестите речни камъните, чакълът и макрофитите са най-предпочитаните локации, където рибите търсят храна си.

Плътността на седемте най-важни таксона (оценено чрез I_{FI}) в диетата на стронгила от реките Искър, Вит и Янтра е представена във Фиг. 4.9. В МЗБ от р. Вит най-висока плътност има *Gammarus* spp., а в реките Искър и Янтра този таксон е рядко срещан.



Фигура 4.9 Плътност на най-значимите макробезгръбначни през различните периоди обвързани с храненето на стронгила от реките Янтра (Янт), Вит и Искър (Иск). Съкращения: двукрили (**OrthCr** – *Orthocladus/Cricotopus* spp., **Tani** – *Tanytarsini* g. sp.), ручейници (**Hydps** – *Hydropsyche* spp., **Psych** – *Psychomyiidae* g. sp.), едnodневки (**Baet** – *Baetis* spp.), ракообразни (**Gamm** – *Gammarus* spp.), мекотели (**C. flum** – *Corbicula fluminea*).

4.7.3 Хранителни стратегии на стронгила

Стронгилите проявяват специализирано хранене през периода S1 (между октомври и март за различните реки), докато през периода S2 (между март и май за различните реки) повечето индивиди са генералисти. Има случаи и на специализация и на генерализация, но

втората стратегия преобладава през периода S3 (между май и септември, за различните реки). Тази времева динамика на хранителните стратегии е наблюдавана и в трите реки, както и при всички анализирани размерни класове стронгили. В нито една от изследваните групи стронгили не е установено доминиране на дадена жертва в диетата им.

Стронгилите от размерни класове L1 и L2 в р. Янтра са генералисти спрямо ларвите на Tanytarsini g. sp. и Psychomyiidae g. sp., а тези от L3 са генералисти спрямо *Hydropsyche* spp. През лятото за р. Янтра само стронгилите от най-големия размерен клас (L3) имат специализирано хранене, което включва таксони като *Chironomus* spp., *Gammarus* spp. и *Siphonurus* spp. През зимния период (S1) индивиди от размерен клас L2 са със специализирано хранене към *Chironomus* spp., *Thienemanniella* spp. и *Hydropsyche* spp. и в по-малка степен към ларви на Psychodidae g. sp.

Стронгилите от размерен клас L1, L2 и L3 в р. Вит са генералисти спрямо ларви на хирономиди (*Orthocladius/Cricotopus* spp., *Eukiefferiella* spp. и Tanytarsini g. sp.), а L3 индивидите и спрямо едnodневки (*Baetis* spp.) и ракообразни (*Gammarus* spp.). За популацията на стронгила от р. Вит хранителната стратегия тип генерализация преобладава през периодите S2 и S3 (март, май – септември). Също така L1, L2 и L3 индивидите се хранят специализирано с *C. fluminea*, ларви на водни кончета (*Calopteryx splendens* и *Platycnemis pennipes*) и едnodневки (*Siphonurus* spp.) за периодите S3 и S1 (от май до декември включително). Стронгилите от най-малкия размерен клас (L1) имат специализирано хранене и към *Gammarus* spp. за периода октомври – декември (S1).

Стронгилите от всички размерни класове в р. Искър са генералисти спрямо ларвите на *Orthocladius/Cricotopus* spp. и Psychomyiidae g. sp. през периода април – май (S2). Индивидите от размерен клас L2, L3 и L4 са генералисти спрямо Tanytarsini g. sp., а L3 и L4 стронгилите са генералисти и към *Hydropsyche* spp. и *C. fluminea*. Стронгилите от размерните класове L2 и L4 показват специализирано хранене към *A. aquaticus*, а L4 индивидите и към *C. splendens* за периода юни – септември (S3). Индивидите от най-малкия размерен клас (L1) са специалисти спрямо нимфи и емагиниращи стадии на *Baetis* spp., какавиди на Chironomidae и ларви на Tanypodinae g. sp. през периода октомври – март (S1). За стронгилите от размерен клас L2 е установена специализация към *Baetis* spp. и *Hydropsyche* spp. през този период. Рибите от размерен клас L4 показват специализирано хранене към животински мъхове, люспи на риби (вероятно в резултат от нападение над риби или некрофагия), както и ларви на Tipulidae g. sp., Leptoceridae g. sp. и *C. splendens* за периода S1. Освен доминиращата хранителна стратегията тип специализация през S1, всички стронгили от р. Искър проявяват и генерализация към *Orthocladius/Cricotopus* spp.

4.7.4 Показатели на ихтиофауната и припокриване между хранителните ниши

Освен стронгилът още общо 17 вида риби, принадлежащи към шест семейства, са установени в реките Искър, Вит и Янтра. Реките имат високо сходство по отношение на качествения състав на ихтиофауната – $BC = 93\%$ (основано на данни от настоящото изследване, както и на литературни данни). Стронгилът доминира в пробите и в трите реки,

като в Искър и Янтра той се нарежда на първо място в пробите (37%). В р. Вит черната мряна (*Barbus petenyi*) е по-често срещана от стронгила. За анализирания притоци на р. Дунав най-често срещаните местни риби са речният кефал и черната мряна. Други инвазивни видове, които се откриват в тези участъци, са псевдоразбора, сребриста каракуда и слънчева риба.

За р. Искър рибите от видовете: *A. alburnus* и *B. petenyi* е установено, че започват да се хранят през месец март и преустановяват да приемат храна след края на месец октомври. Другите установени видове: *N. fluviatilis*, *A. bipunctatus*, *S. cephalus* и *V. vimba* започват да се хранят през април и спират да се хранят между октомври и ноември. За р. Вит всички анализирани риби започват да се хранят през март и спират след ноември, с изключение на щипоците, които преустановяват храненето си след октомври, докато *B. petenyi* поема храна и през декември.

Най-значително припокриване в хранителните предпочитания има между стронгила и черната мряна през месеците март и април, когато индексът на припокриване (O_D) е съответно 0,64 и 0,70 (р. Искър). Припокриване в избора на храна е установено и между стронгила и морунаша (р. Искър, април, $O_D = 0,56$), както и между стронгила и речното попче (р. Искър, април, юни и юли $O_D = 0,50$) (Табл. 4.2). Припокриване в диетата се установява между рибите от различните видове с размери между 4,0 и 5,6 cm (SL).

Таблица 4.2 Стойности на индекса на припокриване (O_D) на хранителни ниши между стронгила и рибите от р. Искър за различните месеци на годината (само екземпляри с пълен храносмилателен тракт), брой индивиди (бр. инд.).

Месеци	Март	Април	Май	Юни	Август	Септември	Октомври
Вид риба							
<i>A. alburnus</i> [бр. инд.]		18					9
ср. SL ($x \pm SD$)		6,0 ± 1,3					6,9 ± 0,98
O_D		0,23					0,06
<i>A. bipunctatus</i> [бр. инд.]				6*	5**		6***
ср. SL ($x \pm SD$)				6,4 ± 0,63	6,6 ± 0,61		5,7 ± 0,74
O_D				0,33	0,29		0,01
<i>B. petenyi</i> [бр. инд.]	12	38	8	8	11		7
ср. SL ± SD	4,0 ± 0,65	4,9 ± 0,54	4,6 ± 0,42	8,0 ± 2,6	6,5 ± 1,3		5,3 ± 2,2
O_D	0,64	0,70	0,40	0,20	0,22		0,38
<i>S. cephalus</i> [бр. инд.]	13	7	15	10	6	8	6
ср. SL ± SD	6,7 ± 3,1	5,0 ± 1,6	6,6 ± 0,42	8,0 ± 2,6	7,0 ± 1,9	6,8 ± 1,7	5,9 ± 2,1
O_D	0,09	0,21	0,10	0,01	0,13	0,10	0,14
<i>V. vimba</i> [бр. инд.]		6					
ср. SL ± SD		5,6 ± 1,4					
O_D		0,56					
<i>N. fluviatilis</i> [бр. инд.]		10		7*			
ср. SL ± SD		4,9 ± 0,9		5,1 ± 1,3			
O_D		0,50		0,51			
*извадка обединена от юни и юли							
**извадка обединена от август и септември							
***извадка обединена от октомври и ноември							

Припокриване в храненето се установява и между стронгила и обикновената кротушка (р. Вит, ноември; $O_D = 0,53$); стронгила и речния костур (р. Вит, обща проба от май, август и септември; $O_D = 0,50$). Средният размер на индивидите, които застъпват хранителната си ниша с тази на стронгила, е 6,0 cm за кротушката и 7,2 cm за речния костур (Табл. 4.3).

Не е установено значително припокриване в хранителните ниши на рибите от р. Янтра и стронгила от същата река. С най-висока стойност е индексът на припокриване за черната мряна и стронгила през месец август ($O_D = 0,37$, размерна група 4,1 – 5,1 cm).

Таблица 4.3 Стойности на индекс на припокриване (O_D) на хранителни ниши между стронгила и рибите от р. Вит за различните месеци на годината (само екземпляри с пълен храносмилателен тракт), брой индивиди (бр. инд.).

Месеци Вид риба	Март	Май	Юни	Юли	Септември	Октомври	Ноември
<i>A. bipunctatus</i> [бр. инд.]	15	5	14		8		8
ср. SL ($x \pm SD$)	6,4 \pm 0,8	5,8 \pm 0,7	6,2 \pm 1,3		5,2 \pm 1,2		6,0 \pm 0,9
O_D	0,25	0,35	0,22		0,31		0,05
<i>B. petenyi</i> [бр. инд.]	18	11	9	8	15	11	8
ср. SL \pm SD	6,7 \pm 1,9	6,4 \pm 1,7	7,2 \pm 2,7	10 \pm 3,7	7,2 \pm 2,0	6,8 \pm 1,9	7,5 \pm 2,7
O_D	0,29	0,39	0,21	0,18	0,13	0,17	0,20
<i>G. gobio</i> [бр. инд.]							6
ср. SL \pm SD							8,7 \pm 1,2
O_D							0,53
<i>P. parva</i> [бр. инд.]	24						
ср. SL \pm SD	5,2 \pm 1,4						
O_D	0,28						
<i>S. cephalus</i> [бр. инд.]	13	9	11	10	7	11	
ср. SL \pm SD	7,2 \pm 1,8	6,0 \pm 1,4	7,0 \pm 3,4	6,5 \pm 1,7	6,2 \pm 1,5	5,4 \pm 2,1	
O_D	0,10	0,14	0,15	0,18	0,23	0,17	
<i>N. fluviatilis</i> [бр. инд.]					8*		
ср. SL \pm SD					5,0 \pm 2,4		
O_D					0,36		
<i>P. fluviatilis</i> [бр. инд.]				5**			
ср. SL \pm SD				7,2 \pm 1,4			
O_D				0,50			
<i>Cobitis sp. 1</i> [бр. инд.]	8				10*		
ср. SL \pm SD	6,2 \pm 3,6				6,0 \pm 8,0		
O_D	0,24				0,38		
<i>Cobitis sp. 2</i> [бр. инд.]	9	7					
ср. SL \pm SD	8,6 \pm 1,4	8,2 \pm 1,4					
O_D	0,25	0,31					
*сборна извадка от август и септември							
**сборна извадка от май, август и септември							

Определени са хранителни компоненти, които най-съществено (на базата на индекса за относителна значимост, I_{FI}) допринасят за припокриването между хранителната ниша на стронгила с тази на местните риби ($O_D \geq 0,50$). В р. Искър, през март ларвите на *Baetis* spp. са значими жертви, както за стронгилите ($I_{FI} = 20\%$), така и за черната мряна ($I_{FI} = 80\%$). Плътността на тези безгръбначни в околната среда е относително висока (75 инд/м²). През месец април висока относителна значимост за храненето на видовете черна мряна, морунаш и стронгил имат ларвите на *Orthocladius/Cricotopus* spp. (I_{FI} между 55–76%). Плътността на тези ларви в реката е малко над 50 инд/м². За речното попче и стронгила ларвите на *Orthocladius/Cricotopus* spp., *Tanytarsini* g. sp. и *Psychomyiidae* g. sp. са с висока относителна значимост (I_{FI} между 20–85%), а плътността на тези жертви в околната среда е около 50 инд/м².

В р. Вит през лятото *Gammarus* spp. ($I_{FI} = 30$ –76% и *Baetis* spp. ($I_{FI} = 20$ –30%) са най-значимите жертви в диетата на речния костур и на стронгила. Най-значимите хранителни компоненти през ноември от диетите на стронгила и обикновената кротушката са *Gammarus* spp., *Hydropsyche* spp. и *Orthocladius/Cricotopus* spp. (I_{FI} между 20–55% за различните безгръбначни). Всички тези таксони са с висока плътност в околната среда, особено за *Gammarus* spp., представен с 150–200 инд/м².

4.8 Оценка на риска от инвазията на стронгила

Стронгилът е оценен като много високорисков инвазивен вид за България с $BRA = 50$ и със степен на достоверност от 73%. От анализиранияте 9 характеристики на инвазивност по-високи стойности са причислени за категориите „Инвазивен другаде“ ($rA_3 = 11$), за „Нежелани (или устойчиви) характеристики“ ($rA_4 = 9$), за „Усвояване на ресурси“ ($rA_5 = 7$) и за „Климатични промени“ ($rA_9 = 10$).

5. Обсъждане

5.1 Разпространение на стронгила в притоците на р. Дунав: настоящо състояние и прогнози

Първото съобщение на присъствието на вида в българските дунавски притоци (р. Вит) датират от средата на миналия век (Дренски 1951). Установяването му обаче е класифицирано като „съмнително“ в последвали изследвания върху ихтиофауната от дунавския басейн (Георгиев, 1966; Маринов, 1978; Карапеткова 1994). През последното десетилетие геореферирани данни за разпространението на вида в някои притоци на Дунав са публикувани от Zarev *et al.* (2013). Настоящото проучване установи находища на стронгила в България в 4 от притоците на р. Дунав, вливащи се между нейния 536-ти и 637-ми речен km. От 2012 г. до 2019 г. разпространението на вида в р. Искър се е увеличило с 28 km, в р. Вит с 9 km, а в р. Янтра с 43 km. За р. Огоста не е установено разширяване на популацията на вида, а за реките Осъм и Росица той е установен за пръв път от настоящото изследване.

Инвазията на стронгила е достигнала само до по-големите притоци (речен тип R7), докато в речен тип R8 (минимален месечен отток между 0,4 и 2,1 m/s²) той се открива рядко. Това вероятно е свързано с предпочитанията му към местообитания, характеризиращи се с определена ширина на реката (видът предпочита реки ~ 60 m ширина) (Jakubčínová *et al.* 2018) и наклон на склона (до 2%) (Poulos *et al.* 2012; Jakubčínová *et al.* 2018). Българските дунавски притоци, в които стронгилът се е установил успешно, са с ширина над 35 m, наклон на склона под 2%, средна юлска температура на водата около 22 °C и минимален месечен отток в границите от 5,6 до 24,6 m/s² (Христова 2012; Чешмеджиев и кол. 2013). Модел на прогнозно разпространение на вида на територията на Словакия показва малка вероятност от навлизане и разпространение на стронгила в горните течения на реките (Jakubčínová *et al.* 2018). За българската част от басейна на р. Дунав вероятно разпространението на стронгила се ограничава до по-горните участъци от полупланинската зона, която за някои реки достига до 800 m н.в. (Чешмеджиев и кол. 2013). В световен мащаб най-високата точка в която видът е откриват е 355 m н.в. (Горен Дунав) (Brandner *et al.* 2018). Вероятна причина стронгилът да не населява планински реки е скоростта на водното течение. Raab *et al.* (2018) установяват съществуването на обратна корелация между присъствието на вида и скоростта на водата в реките от Северна Америка. Разпространението му се ограничава и от температурата на вода, като например е установено че ез. Хюрън, което е и най-хладното от Великите езера, е по-слабо инвазирано в сравнение по-топлите езера Ери и Онтарио (French & Black 2009).

Съществуват и анализи според които естествените абиотични фактори на средата имат слабо влияние върху разпространението на вида (Cerwenka *et al.* 2017). Не се откриват корелационни връзки между популационни характеристики на стронгила (генетични, морфологични, размножителни) с условията на средата (Cerwenka *et al.* 2014a, 2014b; Konečná *et al.* 2016). Проучванията върху инвазивните популации от горното течение на р. Дунав показват, че за успешното разселване на вида по-голямо значение имат някои биологични характеристики на индивидите като хепатосоматичен индекс, концентрация на липиди в мускулите, коефициент на Фултон, възраст и степен на опаразитеност (Cerwenka *et al.* 2017). Установено е, че за разпространението на стронгила най-важна роля играят различни дейности от страна на човека, водещи основно до модификация на речните легла и улесняващи разселването на вида: 1) канализиране на реките; 2) речен транспорт; 3) строеж на брегоукрепителни насипи, предоставяйки свободна екологична ниша (Jurajda *et al.* 2005; Roche *et al.* 2013; Szalóky *et al.* 2015; Kotta *et al.* 2016; Ramler & Keckeis, 2019).

Преграждащи речното течение структури (баражи, язовирни стени, дънни прагове) могат да ограничат разселването на вида (Kornis & Vander Zander 2010). В реките Янтра, Осъм и Вит стронгилът има възможността да разширява ареала си и в бъдеще, тъй като там няма съществени прегради в близост до инвазивния фронт и по-голямата част от полупланинската им зона е достъпна. За реките Искър, Росица и Огоста бъдещото разселване може да се окаже ограничено поради наличието на редица непреодолими фрагментиращи структури. От изследваните дунавски притоци в р. Искър има най-голямо количество

непреодолими прегради за рибите (общо 14 ВЕЦ-ове преди гр. София), което прави по-малко вероятно стронгилът да навлезе в полупланинската зона на р. Искър.

От друга страна, е необходимо да се вземат под внимание възможностите на стронгила да преодолява някои напречни структури (наклон до 45°) в реката, с помощта на коремния си вендуз (Pennuto & Rupprecht 2016). Дори някои ниски прегради (баражи, укрепващи дъното прагове и други), които формират задбаражни участъци с по-бавно течение, на практика благоприятстват разселването на вида (Raab *et al.* 2018). Взимайки и под внимание механизмите на вида за дисперсия (пренос чрез яйца например) (Hirsch *et al.* 2016b), преградите, които за момента ограничават разпространението му, биха могли да бъдат преодоленни в бъдеще.

Извън настоящото изследване, данни за разпространението на стронгила в българските дунавски притоци откриваме само в още един източник (Zarev *et al.* 2013), което затруднява оценката на скоростта на разпространение. В проучване на два дунавски притока (Среден Дунав, Чехия) установената скоростта на инвазията е 1,2 и 3,2 km годишно (Šlapanský *et al.* 2017). За прогнозиране на разпространението на вида е използвана скоростта на разселването му, установена за неплаваемите дунавски притоци от Чехия (2,2 km за една година; Šlapanský *et al.* 2017). Тази скорост е използвана за изчисляване на процеса на инвазия на българските дунавски реки от стронгила за периода 2017–2029 г. Съответно изчисленото бъдещо разпространение на стронгила подлежи на валидация, от която би могло да се прецени, в коя от изследваните реки скоростта на разселване е най-голяма.

Освен от речната проходимост по протежението на една река, скоростта на дисперсия нагоре по течението зависи от характеристики на самата популация (възрастово-размерна структура, темп на нарастване, плътност, вътревидова конкуренция). Разширяването на някои популации е следствие от увеличение на плътността им, което предизвиква процеси на емиграция на част от индивидите, поради засилване на вътревидовата конкуренция (Azoug *et al.* 2015). Друг фактор, който се отразява на скоростта на разселване, е „желанието“ на самите индивиди да се заселват в нови речни участъци. Установено е, че мъжките екземпляри в някои находища проявяват засилен интерес към „проучване“ на нови местообитания (Myles-Gonzales *et al.* 2015; Thorlacius *et al.* 2015; Hirsch *et al.* 2017).

Моделирането на инвазията на стронгила в българските дунавски притоци е направено с цел да се оцени риска за консервационно значимите видове риби, които обитават изследвания район. Например в р. Искър инвазивният фронт достига до 34 речни километра от устието на р. Златна Панега, в която се среща една от популациите на критично застрашения главоч (*Cottus gobio*) (Uzunova *et al.* 2017). До този момент разпространението на стронгила в р. Искър изглежда е ограничено от ВЕЦ „Койнаре“. Преодоляването на тази фрагментация и достигането му до р. Златна Панега вероятно би оказало сериозно негативно влияние върху този застрашен вид риба (конкуренция за храна, за пространство и за субстрат, нужен при размножаване). За подобни части от българските дунавски притоци ранното установяване на вида може да е ключово за навременната превенция на по-големи

екологични щети, като потискане или дори локални изчезвания на местни видове (Janssen & Jude 2001; Van Kessel *et al.* 2016).

През последните 10 години методите за анализ на ДНК от околната среда намират широко приложение в ранното откриване на инвазивни видове (Herder *et al.* 2014; Gingera *et al.* 2017; Mauvisseau *et al.* 2018; Nevers *et al.* 2018). Едно от предизвикателства на този подход са ниската концентрация на ДНК от даден биологичен вид в околната среда, както и наличието на различни фактори, които разрушават ДНК (Herder *et al.* 2014; Stoeckle *et al.* 2017). В настоящия опит да се приложи ДНК тест за откриване на стронгила, 10 проби от изследваните реки (или 66% от всички проби) са с твърде ниска концентрация на ДНК (< 10 ng/μl) и съответно непригодни за PCR. Възможни оптимизации в приложението метод включват частична обработка на пробите *in situ* (филтрация на водата/седиментите и фиксиране с лизант още на терен) (Carim *et al.* 2016), както и увеличаване на обема на самата проба.

При използването на молекулярни методи за установяване присъствието на ихтиологични видове по-често се използват водни проби, отколкото седиментни, макар за рибите да е доказано, че пробите от дънни наслаги са по-богати на ДНК (Herder *et al.* 2014; Turner *et al.* 2015). Това е потвърдено и в настоящото изследване, като присъствието на стронгила се установи по-лесно (при 3 пъти по-ниска концентрация на ДНК) в седимента проба в сравнение с водната проба. От друга страна факторите, които инхибират протичането на PCR, като хуминови субстанции, микроводорасли и силициеви седиментни частици, присъстват до голяма степен в седиментите на реката (Stoeckle *et al.* 2017).

Използваните праймери са с висока чувствителност, но малкият набор от реакции не позволи това да се оцени статистически. Праймерите имат и висока специфичност, разграничавайки стронгила от 34 местни вида от р. Рейн (Adrian-Kalchhauser & Burkhardt-Holm 2016), повечето от които се срещат и в българските дунавски притоци (Карпеткова 1994, Pehlivanov *et al.* 2009; Trichkova *et al.* 2009). Поради тази причина амплификатите дали положителна реакция не са подложени на секвениране. Използването на същите праймери в Черно море или р. Дунав обаче би наложило допълнителна оценка на специфичността им поради наличието на близко родствени със стронгила понто-каспийски ендемити в тези водоеми.

Апробация на ДНК метод за установяване на стронгила потвърди, че този метод (както на водни, така и от седиментни проби) е приложим за широкомащабен мониторинг на инвазията на стронгила в Дунавския водосбор.

5.2 Размерна структура и кондиция на стронгила в инвазивния фронт

Стронгилите от инвазивния фронт в дунавските притоци са с по-малък размер на тялото в сравнение с тези от р. Дунав. Подобни наблюдения са документирани и в р. Трент (водосбор на Великите езера, Канада), където намиращите се в „предната линия“ на инвазията стронгили са с по-малки размери в сравнение с индивидите от по-рано установила се популация в същия район (Brownscombe & Fox 2012). Обратното е наблюдавано в Горен

Дунав (Германия), където индивидите от инвазивния фронт са с по-голяма обща дължина на тялото в сравнение с тези населяващи по-рано инвазирани участъци в същата река (разлика от около 20 mm TL) (Brandner *et al.* 2013a, 2018). Лабораторни наблюдения установяват, че индивидите с размер >90 mm (TL) издържат по-дълго в условия на течение със скорост 0,20–0,35 m/s в сравнение с по-малки индивиди (Hoover *et al.* 2003). При по-висока скорост на водата, не размерът на рибата определя издръжливостта ѝ. Стронгилът преодолява силното течение, като се прикрепва към дъното с помощта на коремния си вендуз и се придвижва в граничния слой над субстрата (Tierney *et al.* 2011). Индивидите с по-малки размери могат да ползват по-голям набор укрития в субстрата. Също така те имат предимство пред по-едроразмерните в условията на речната среда, защото по-големите седиментни частици им предоставят известна защита от вондто течение. Това може да обясни преобладаването на стронгили с относително малки размери сред рибите от инвазивен фронт.

Зависимостта описваща връзката между дължината на тялото и масата на странгила от реките Искър, Вит и Янтра е изометрична с коефициент близък до 3. В други инвазивни находища обаче връзката между дължината и масата на тялото е алометрична с коефициент между 3,2 и 3,5 (данни от Велите езера, от Балтийско море и от притоците му) (MacInnis 1997; Sokołowska & Fey 2011; Hempel *et al.* 2018). Наблюдаваната изометрична зависимост е показателна за бързото нарастване на индивидите от анализирани дунавски притоци.

Стойностите на кондиционния фактор на Фултон са сходни между стронгилите от дунавските притоци с тези от р. Рейн и от Горен Дунав (Borcherding *et al.* 2013; Brandner *et al.* 2013a). За популациите от Долен и Среден Дунав той обаче е по-висок (Polačik *et al.* 2009). Вероятно условията в р. Дунав (хранителна база, температурен режим и др.) са по-благоприятни за вида в сравнение с тези от дунавските притоци. Също така може да се предположи, че самият процес на инвазия се отразява на рибите и води до занижаване на кондицията му. Обратното е наблюдавано за инвазивния фронт на стронгила в Балтийско море, където установилите се в нови участъци от Балтийско море индивиди са с по-висок кондиционен фактор на Фултон в сравнение с индивиди, които са от по-ранно инвазирани участъци (Azour *et al.* 2015). Подобни наблюдения са направени за популация на стронгила в р. Рейн, където тенденцията е с увеличаване на периода на инвазия стойностите на кондиционния фактор на Фултон да намаляват (Borcherding *et al.* 2013). В Горен Дунав за периода 2010–2015 г. годишните стойности на кондиционния фактор не се променят по отношение на медианата си, но вариацията му в изследваната популация се увеличава (Serwenka *et al.* 2018). Предполага се, че разнообразието в индивидуалните характеристики на отделните екземпляри увеличава инвазивния потенциал на самата популация (Serwenka *et al.* 2018). Стронгилите обитаващи Долен и Среден Дунав имат по-малка вариация в кондиционния фактор на Фултон в сравнение с наблюденията от реките Искър, Вит и Янтра. Това вероятно показва наличието на отделни индивиди със специфични характеристики в инвазивния фронт, което обуславя разнообразието на популациите от трите дунавски притока и допринася за инвазивния им успех.

5.3 Морфологични характеристики на стронгила в различните инвазивни популации

Различия във външната морфология се откриват не само между стронгите от инвазивните и нативните популации (Черно море), но и между индивидите от отделни находища в Понто-каспийския регион. Стронгите от Черно море имат по-къси коремни вендузи, по-малки очи и междуочни разстояния, по-малко високи втори гръбни перки, но по-широки глави в сравнение с тези от Азовско море (Demchenko & Tkachenko 2017; Diripasko & Zabroda 2017).

Установени са прилики в алометричните модели между стронгите от Черно море и от Долен Дунав, което съответства на документираните генетични и морфологични сходства между тези две популации (Apostolou *et al.* 2016). Стронгите, населяващи Долен Дунав, са се установили рано и имат черноморски произход, което обяснява наблюдаваните прилики. Точно обратният случай е открит за индивидите, които се срещат в дунавските притоци. Въпреки , че тези риби произлизат от р. Дунав те показват морфологични и алометрични различия с черноморската и с дунавската популация, вероятно вследствие от процеса на инвазивно разселване.

Орган, спомагащ за прикрепване на стронгила към дъното, е неговият коремнен вендуз. Той нараства алометрично на ширина при всички анализирани извадки. Този тип нарастване осигурява на малките индивиди по-широки вендузи спрямо размера и масата на тялото им. Алометрично нарастване на този белег е типично и за някои други видове попчета, които са диадромни и преодоляват водопади чрез вертикално пълзене с помощта на коремния си вендуз (Schoenfuss & Blob 2003; Maie *et al.* 2007). Стронгите от речните популации се характеризират с по-широки коремни вендузи от езерните и морските, което вероятно представлява адаптация, улесняваща разпространението им в течащи води. Индивидите от дунавските притоци имат по-широки коремни перки в сравнение с тези от р. Дунав, което вероятно е във връзка с по-високата скорост на водата в тях. Стронгите, населяващи Среден Дунав, също имат по-широки коремни вендузи в сравнение със стронгите от Долен Дунав (Simonović *et al.* 2001; L'avrinčiková *et al.* 2005).

Морфологията на главата и челюстите на стронгила е обвързана с храненето на вида (Polačik *et al.* 2012; Nagelkerke *et al.* 2018). В сравнение с черноморските индивиди тези от долното течение на р. Дунав имат по-широки усти, както и по-високи и по-широки глави, което вероятно им позволява да се хранят с по-едроразмерни жертви. Индивидите уловени от р. Дунав имат и по-голям очен диаметър от черноморските такива, а това е белег, който е свързан със структурата на челюстния апарат. Известно е, че за някои видове попчета от Червено море (род *Gobiodon*) индивидите с големи очи имат по-малък разтвор на устата, вследствие на смалвяване на *os suspensorium*, която е кост, свързваща челюстите и черепа (Herler *et al.* 2012). Черноморските стронгили са с най-малък очен диаметър от всички изследвани извадки, което може да е адаптация към разширяване на отвора на устата с цел улавянето на жертви с по-големи размери в сравнение с попчетата от други популации. Индивидите от дунавските притоци са с по-тесни и ниски глави, по-голям очен диаметър и

по-тесни усти, което е свързано със състава на диетата им, в която доминират водни насекоми. По-малкият размер на устата на стронгилите от Среден Дунав вероятно е свързан по-малкия дял на миди в диетата в сравнение с този при стронгилите, населяващи Долен Дунав (Polačik *et al.*, 2012). Разликите в очния диаметър могат да са свързани и с различия в прозрачността на водата. Рибите, обитаващи относително прозрачни води, като например Черно море, имат и по-малък очен диаметър. Но това предположение не може да обясни малките очи на индивидите от Щечинската лагуна и ез. Домбие, тъй като тези водни басейни съставляват част от устието на р. Одер, която внася наноси в Балтийско море и съответно в тези местообитания прозрачността е ниска (Andrén 1999). Изследвани сладководни популации на стронгила имат по-голям очен диаметър в сравнение с тези населяващи анализирани миксохалинни водоеми.

Междучното разстояние е най-силно различаващия се белег между всички анализирани популации на стронгила. Индивидите, населяващи относително малки реки като Искър, Вит и Янтра (Дунавски водосбор) и р. Пеферлау (водосбор на Великите езера), се характеризират с най-малки междучни разстояния и с най-голям очен диаметър. Сходна морфология е установена и за стронгилите, населяващи средното течение на р. Дунав – големи очи и малко междучно разстояние (L'avrinčíková *et al.* 2005). Тези наблюдения се различават от резултатите на Polačik *et al.* (2012) за популацията от Долен Дунав, за която авторите посочват наличието на по-големи очи и по-малки междучни разстояния в сравнение с индивидите, населяващи средното течение на същата река. Но съобщените различия са малки (до 0,8% от SL), в сравнение с наблюдаваните в настоящото изследване.

С относително малки очи и големи междучни разстояния се характеризират стронгилите в Черно море и Азовско море, показвайки морфологични сходства между нативните популации (Demchenko & Tkachenko 2017; Diripasko & Zabroda 2017). Сходна тенденция на увеличаване на очния диаметър и същевременно намаляване на междучното разстояние се наблюдава и при популациите от Дунавския водосбор. Вероятно това е свързано с промени в храненето на индивидите, ориентацията им в околната среда с различна прозрачност и наличие на хищници с различна позиции във водния стълб (Corkum 2004; Polačik *et al.* 2012). Подобно на стронгилите от Черно море, рибите от Балтийския водосбор се характеризират с големи междучни разстояние и малки очи. Алометричният коефициент на очния диаметър расте изометрично или отрицателно алометрично за повечето анализирани извадки, но само за популациите от Балтийския водосбор се наблюдава положителен алометричен растеж.

Стронгилите от Щечинска лагуна и ез. Домбие се различават значително по външната си морфология от останалите изследвани популации, а вероятна причина за това може да е значителното замърсяване на тези два водоема (Daniszewski 2014). Трябва да се отбележи, че обработката на тези риби (замразяване), както и липсата на женски в уловите (показателно или за дисбаланс в половата структура, или за значителна селективност на риболовната техника) е възможно да са допринесли за наблюдаваните различия.

Приликата в очния диаметър между черноморската и балтийската популация може да е резултат от генетични сходства, тъй като се смята, че проникналите в Балтийско море стронгили са с черноморски произход (Brown & Stepień 2008). Популациите на вида от Северна Америка навярно водят началото си от реките Днепър, Днестър и Буг (Brown & Stepień 2009). Стронгилите от водосбора на Великите езера показват сходство с рибите от дунавските притоци по отношение на междуочното разстояние, ширината на главата и на устата (всичките с положителна алометрия), както и anteriодорзалното, anteriоналното и anteriовенралното разстояние (всички с изометричен растеж). Наблюдаваните прилики вероятно са резултат на общ произход на тези индивиди – долните течения на големи понто-каспийски реки. Сходствата в морфологията между тези географски изолирани находища подкрепят схващането, че в хода на разпространението на стронгила настъпва поява на сходни адаптации във външната морфология между популации с независима инвазивна история.

За някои инвазивни видове броят интродукции в рамките на даден водоем или водосбор е известен (Firmat *et al.* 2012), но проследяването на инвазията на стронгила е трудно, поради неизвестния брой последващи пренасяния и бързото разселване на вида след първоначалното му проникване (Brown & Stepień 2009; Bronnenhuber *et al.* 2011). Това може да доведе до внасянето на алели в дадена популация независимо от условията на околната среда, както Serwenka *et al.* (2014a) установяват за стронгилите от Горен Дунав. Съответно, за този вид риба условията на околната среда не са единствения механизъм на селекция, който детерминира външната морфология, дори понякога околната среда има второстепенно значение (Serwenka *et al.* 2014a; 2017).

Морфологията на един инвазивен вид се определя от: 1) факторите на средата и 2) от неговата популационна история (брой интродукции, биогеографски особености и т.н.) (Langerhans & DeWitt 2004). Резултатите от настоящото изследване потвърждават присъствието и на двете групи фактори, които определят външната морфология на стронгила. Адаптивни промени се откриват в коремния вендуз, опасната перка и морфологията на главата, а прилики между географски изолирани популации вероятно показват паралелна инвазивна история и/или генетични сходства, свързани с произхода на тези индивиди.

5.4 Размножителни характеристики и ролята им в инвазията на стронгила

Динамиката на гонадосоматичния индекс (*GSI*) на женските стронгили от дунавските притоци описва размножителен период между март и юни с пик през април. По този показател изследваните риби са сходни с тези, обитаващи Среден и Долен Дунав (Hôrková & Kováč 2014). За популациите от р. Трент (водосбор на Великите езера) и р. Рейн (водосбор на Балтийско море) пикът на *GSI* се регистрира през юни (Gutowsky & Fox 2011; Hempel *et al.* 2018). При някои популации, периодичността в съзряването и отделянето на овоцитите е много ясно изразена, като отделянето на порция полови клетки обхваща значителна част от

полово зрелите женски и е последвана от период на „покой“ преди отделянето на следващата порция. Това се регистрира и от *GSI*, който след достигане на определен пик рязко се понижава и следва отново покачване (Gertzen *et al.* 2016). Въпреки че стронгилът се размножава порционнно, не са наблюдават два или повече пика на *GSI*, както при рибите от инвазивния фронт на дунавските притоци, така и за популациите на вида в Среден и Горен Дунав, в р. Трент и в р. Рейн (Gutowsky & Fox 2011; Brandner *et al.* 2013a; Hôrková & Kováč 2014; Hempel *et al.* 2018). Два пика в размножителния период на стронгила (един през май и един през юли) са отчетени в находищата му от Балтийско море и от р. Детройт (Северна Америка) (MacInnis & Corkum 2000b; Tomczak & Sapota 2006). За популация на вида в Балтийско море, месец юни е периода между две отделяния на полови клетки от женските риби (Tomczak & Sapota 2006). Проведените до сега изследвания, както и настоящото проучване са единодушни, че размножителния период приключва през месец август, когато *GSI* < 1% (MacInnis & Corkum, 2000b; Gutowsky & Fox 2011; Hôrková & Kováč 2014; Hempel *et al.* 2018). Само за някои морски популации на стронгила размножителният сезон продължава до септември (Gertzen *et al.* 2016). Наблюдаваната месечна динамика на *GSI* е отражение на промените, случващи се със самите овоцити. Понижението на *GSI* отразява „изразходването“ на зрели овоцити, такива с диаметър ≥ 1 mm. Присъствието на последните не се установява в гонадите след юли месец за рибите от инвазивния фронт в дунавските притоци. Това означава, че с настъпването на август женските вече не отделят яйца. Съвсем скоро обаче, през месеците ноември и декември започва акумулирането на вителогенин, а в гонадите на женските вече има овоцити с диаметър около 1 mm. През месец февруари *GSI* е над 3%, а средният диаметър на половите клетки се увеличава.

От лабораторни наблюдения е известно, че женските стронгили, които са вече встъпили към размножаване, отделят една партида яйца на всеки 18–20 дни (Gertzen *et al.* 2016). Съответно в рамките на определения в настоящото изследване размножителен сезон, който се състои от средно 153 дни, е възможно женските да отделят между 6 и 7 партиди яйца. Порционното размножаване е едно от предимствата на стронгила като инвазивен вид, защото благодарение на него се увеличават шансовете за оцеляване на потомството.

В българските притоци на р. Дунав, размножителният период на стронгила започва март месец, когато температурата на водата е в границите 5,6–5,9 °C. Тогава се наблюдават пикови стойности в диаметъра на овоцитите. Пикът на *GSI* е през април, последван от лек спад, което означава че зряла фракция овоцити се отделя за първи път през този месец. Следователно последните фази на зреене на първата партида овоцити протича при относително ниски температури на водата. Резултатите от различните проучвания на размножаването на стронгила се обединяват в едно заключение – широки температурни граници (7–26 °C) при протичане на размножаването (Kornis *et al.* 2012; Gertzen *et al.* 2016).

Женските стронгили от инвазивния фронт в дунавските притоци съзряват полово при по-малък размер на тялото (SL = 37 mm) в сравнение със стронгилите от Среден и Долен Дунав (SL = 45 mm, Balážová-L'avrinčíková & Kováč 2007), от Балтийско море (TL = 74 mm, Wandzel 2000), и от нативните морски популации (SL = 49 mm, Hôrková & Kováč 2014).

Единствено за стронгила от Долен Рейн е документирано, че съзрява при по-малка дължина на тялото (TL = 37 mm) от тази установена в находищата му от Искър, Вит и Янтра (Gertzen *et al.* 2016). Съзряването при такъв относително малък размер на тялото вероятно е свързано с условията на новото местообитание (Kornis *et al.* 2017), като може да представлява и адаптация на вида за ускоряване на процеса на инвазия (Hörková & Kováč 2014, 2015). Повечето проучвания от инвазивния сладководен ареал показват, че женските стронгили съзряват за пръв път след първата си година (Macinnis & Corkum 2000a; Grul'a *et al.* 2012; Velkov *et al.* 2014). Размерите на женските риби в дунавските притоци предполагат възраст от една година. Ключови фактори за половото съзряване не са обаче възрастта, а температурата на водата, хранителната обезпеченост на средата, видът на самата храна, светлинният режим и т.н. Фактът, че стронгилът в дунавските притоци се храни целогодишно, т.е. не прекъсва за зимуване своето нарастване, предполага и възможност за едно по-ранно съзряване във възрастово и размерно отношение. Вероятно и самият състав на диетата му, нейната калорийност и количествена обезпеченост допринасят за настъпване на относително ранно полово съзряване, макар и в границите на стойностите за вида.

Несъмнено ранното съзряване се отразява на друг важен параметър – плодовитостта. Абсолютната плодовитост при стронгилите от дунавските притоци показва линейна зависимост от дължината и масата на рибите. За популация от р. Рейн наблюдаваната зависимост се описва със степенна функция (Hempel *et al.* 2018). Плодовитостта на стронгила от Долен и Среден Дунав значително надвишава установената за българските дунавски притоци, макар анализирания размерни групи да са близки, а изследваните реки са от общ водосбор (Hörková & Kováč 2014). Стронгилите от проучения инвазивен фронт съзряват по-рано от тези в Среден и Долен Дунав, което може да обясни по-ниската им плодовитост. От друга страна, данни за абсолютната плодовитост от същите речни участъци, публикувани от Konečná *et al.* (2016), са сходни с настоящите наблюдения, от което може да се направи заключението, че този показател е без съществени вариации между р. Дунав (средното и долното течение) и вливащите се в нея реки. Наблюдаваната контрадикция на Hörková & Kováč (2014) с Konečná *et al.* (2016) и с настоящото изследван е вероятно поради факта, че абсолютната плодовитост на стронгила варира в широки граници и зависи от голям набор фактори (Gertzen *et al.* 2016).

И двата типа алтернативни размножителни стратегии на мъжките стронгили са установени в проучения инвазивен фронт. Размножаващите се мъжки са много по-рядко срещани в уловите, отколкото женските или неразмножаващите се мъжки. В ез. Онтарио размножаващите се индивиди представляват между 25 до 50% от всички мъжки през месец април, докато през останалата част от годината преобладават неразмножаващите се такива (75% през юли и 90–100% през август, септември и октомври) (McCallum *et al.* 2019). Установени са повече „промъквачи се“ мъжки, отколкото мъжки тип „родители“. Би следвало да се наблюдава обратното, защото промъквачите се мъжки „паразитират“ по гнездата на мъжките тип родители в опит да оплодят яйцата, които последните охраняват (McCallum *et al.* 2019). Съответно е логично алтернативната размножителна стратегия на

гнездово поведение (мъжки тип родители) да е по-широко представена от другата размножителна стратегия (проява на сексуална мимикрия), защото последната не може да се размножи успешно без първата. Би могло да се направи предположението, че „родителите“ по-трудно попадат в уловите в сравнение с останалите типове стронгили, защото се придържат към гнездата си, които охраняват и през този период не се хранят толкова интензивно (Meunier *et al.* 2009; Tierney *et al.* 2013; Vřetičková *et al.* 2015). Съответно изпадналите в електронаркоза индивиди тип „родители“ остават зашеметени в гнездата си, без да са видими за операторите, изпълняващи електроулова. От друга страна има изследвания, които установяват голямо количество мъжки тип „родители“, чрез риболовни капани с примамка, което показва, че все пак тези индивиди напускат в някакъв момент гнездата си, вероятно в търсене на храна (Marentette *et al.* 2009; McCallum *et al.* 2019). В едно гнездо, обгрижвано от един мъжки, могат да се открият яйца от няколко женски стронгила; до 15 женски според Corkum *et al.* (1998). Това също би могло да обясни неравномерното съотношение между рибите от двата пола. Полагането на грижи за потомство дава значително предимство на стронгила в хода на неговата инвазия, защото увеличава оцеляемостта на индивидите през първите месеци от онтогенезата им (Marchetti *et al.* 2004; Meunier *et al.* 2009).

5.5 Хранене на стронгила в инвазивния фронт на дунавските притоци

Разнообразието на диетата на стронгила зависи от видовото богатство на самото местообитание и от хранителните предпочитания на вида. Сравнителният анализ на състава и таксономичното богатство на диетата между отделните находища на вида е затруднено, поради различния ранг до който са определяни отделните компоненти ѝ. Например, Borza *et al.* (2009) установява 9 таксона в диетата на стронгила от Среден Дунав, жертвите на вида от Балтийско море включват 19 таксона (Wandzel 2003), 22 таксона са съобщени за езерото Ери (Thompson & Simon 2014), а за приток на ез. Мичиган диетата на вида включва 26 таксона (Carman *et al.* 2006). Сходството между изследваните притоци по качествения състав на макрозообентоса и по качествения състав на диетата на стронгила е с близки стойности: 33% и 37%, съответно. Това показва, че диетата е в състояние да описва състава на дънната фауна от реката, като включва повечето налични групи макробезгръбначни.

Хранителната ниша на стронгилите от дунавските притоци се отличава с високо таксономично богатство (общо 91 таксона), но едновременно с това без изявена доминантност на някоя от жертвите в нея. За други популации от Дунавския водосбор е установено доминирането на един до няколко таксона, като под доминиране се разбира една жертва да има едновременно висока честота на срещане и високо специфично изобилие (Amundsen *et al.* 1996). В Горен и Среден Дунав диетата на стронгила е съставена предимно от *Dikerogammarus* spp., други представители на Amphipoda, както и ларви на Chironomidae (Borza *et al.* 2009; Polačik *et al.* 2009; Brandner *et al.* 2012), докато за Долен Дунав индивидите се хранят основно с миди (Polačik *et al.* 2009). Изследваните популации от реките Искър, Вит

и Янтра показват известна „изравненост“ в значимостта на различните жертви в диетата, подобно на проучвания върху други притоците на р. Дунав (Vašek *et al.* 2014). Хранителните стратегии на стронгилите, населяващи инвазивния фронт, включват най-вече генерализация, която се оказва типична и за трите анализирани реки, основно през пролетта, както и през периода лято – ранна есен (топлата част на годината). Успоредно с това се наблюдават и случаи на специализация, които са по-типични за периода късна есен – зима и в по-малка степен за периода лято – ранна есен. Най-предпочитани хранителни обекти от рибите генералисти са меките, ходещи или пълзящи насекоми, обитаващи твърд субстрат (*Psychomyiidae* g. sp., *Orthocladius/Cricotopus* spp. и *Eukiefferiella* spp.). На второ място се нареждат хемисесилните безгръбначни – *Hydropsyche* spp., трибия Tanytarsini и *C. fluminea*. Понякога и сесилни организми като колонни от животински мъх (Bryozoa) имат висока значимост в храненето на вида. В диетата на стронгила се срещат и плуващи бентобионти – *Baetis* spp. и *Gammarus* spp. (AQEM 2002). Видът почти не се храни с ларвите и какавидите на сем. Simuliidae или с по-подвижни реофилни организми като Neptageniidae g. sp. или *Cheumatopsyche lepida* (AQEM 2002; Urbanič *et al.* 2005). Тези безгръбначни най-често населяват повърхността на камъни, където скоростта на течението е висока. Вероятно стронгилът избягва подобни микрохабитати докато се храни. За популациите от Среден Дунав също е установено, че индивидите рядко се хранят с ларви на Simuliidae (Števo ve & Kováč 2013).

Само при единични индивиди е наблюдавана специализация в храненето. Жертвите на тези риби са специфични за отделните притоци и включват бентобионти, срещащи се във фин субстрат (*Oligochaeta* g. sp., ларви на *Chironomus* spp. и Tipulidae g. sp.), както и безгръбначни срещащи се по потопената растителност (ларви на *Hydroptila* spp., нимфи на Odonata и *Siphonurus* spp. и емагиниращи Baetidae g. sp.) (AQEM 2002; Yanka Vidinova лична комуникация). Съответно индивидите специалисти улавят жертвите си в специфични микрохабитати от реката. Съществуването на пространствени различия в храненето на отделните индивиди е предпоставка за по-ниска вътревидова конкуренция, което вероятно увеличава инвазивния потенциал на вида (Svanbäck & Bolnick 2006; Araújo *et al.* 2011).

За стронгилите от инвазивния фронт в дунавските притоци се наблюдава най-често отрицателна селективност или случайно хранене, дори и към някои от най-значимите за тях жертви като *Gammarus* spp., *Baetis* spp. и *Hydropsyche* spp. Причина за това е голямото обилие и висока плътност на тези безгръбначни в околната среда. Тоест стронгилът от инвазивния фронт демонстрира опортюнизъм по отношение на избора на хранителни обекти. В други зони на инвазивния ареал, стронгилът показват изявено предпочитание към безгръбначните, които доминират в диетата им (Brandner *et al.* 2012; Piria *et al.* 2016; Števo ve & Kováč 2016). Случаите на положителна селективност в инвазивния фронт на дунавските притоци са специфични за всеки от притоците.

За вида е съобщено и дрифтното хранене, типично през нощните часове (Carman *et al.* 2006). Дрифтното хранене е едно от възможните обяснения за таксоните, открити в диетата на стронгила от инвазивния фронт, но не в съответните МЗБ проби, а именно *Alona* spp.,

Psychodidae g. sp., Dytiscidae g. sp. и *Chironomus* spp. Тези безгръбначни са рядко срещани компоненти от диетата на вида и в изследваните речни участъци.

Сезонните вариации в диетата на стронгила са по-изразени от тези свързани с размера на рибите, което вероятно се обяснява от сезонността в циклите на развитие на техните жертви. Например, видове като Psychodidae g. sp., *Chironomus* spp., Leptoceridae g. sp., Dytiscidae g. sp. са хранителен обект на стронгила само през периода късна есен – зима. През този период видовете от род *Chironomus* презимуват в IV-ларвен стадий, когато и размерите им са по-големи и изглежда са предпочитани от стронгилите. Хириноидите *Eukiefferiella* spp. и *Cryptochironomus* spp. имат най-изявена хранителна значимост за стронгила през пролетта, когато пък протичат последните ларвален стадий на гореспоменатите насекоми (Moller Pillot 2012a). Тези случаи показват опортюнизъм на вида, което е установено и за други негови популации (Borza *et al.*, 2009; Brandner *et al.*, 2012; Vašek *et al.*, 2014).

Лабораторни проучвания върху скоростта на метаболизма на стронгила установяват, че тази риба запазват относително високо ниво на активност дори при ниска температура (5°C) (Silva *et al.* 2019). Това обяснява наблюдаваната целогодишна активност в храненето на стронгилите от дунавските притоци, запазваща се дори при температура на водата около 5°C (декември – март) (Христова 2012). Само през януари, когато средно месечните температури са под 5°C, 44% от изследваните индивиди не са се хранили към момента на улавянето им, т.е. не са установени хранителни компоненти в храносмилателния им тракт. През февруари, макар темерутите да се запазват относително ниски, стронгилите се хранят. Това означава, че най-вероятно храненето се прекратява само в най-студените дни и части от денонощието, но без да има продължителен период на зимуване. Целогодишната активност дава значително предимство на стронгила пред повечето от нативните видове, които имат ясно представен период на зимуване (напр. шарановите риби) (Baras 1995).

Проучените реки са сходни по типология и по-състав на макробезгръбначната им дънна фауна (Янева и Русев 1994; Чешмеджиев и кол. 2013). Съответно стронгилът като цяло консумира едни и същи таксони в реките Искър, Вит и Янтра. Изключение правят индивидите от р. Вит, за които *Gammarus* spp. (Amphipoda) са силно значими жертви, защото и този таксон е целогодишен компонент в макрозообентоса на изследвания участък със средна месечна плътност от 177 инд/м² (SD ± 51 инд/м²). Ракообразните от разред Amphipoda са често срещан и важен елемент в диетата на стронгила (за риби с размер < 100 mm TL) и за популациите му от водосбора на р. Рейн (Emde *et al.*, 2014), на р. Дунав (Polačik *et al.* 2009; Brandner *et al.* 2012; Števove & Kováč 2012, 2016), както и на Балтийско море (Skabeikis & Lesutienė 2015; Hempel *et al.* 2018). От друга страна *Gammarus* spp. са рядко срещани за реките Искър и Янтра (между 1 и 8 инд/м²) и като цяло по протежението на дунавските притоци те са хетерогенно разпределени (Янева, 1987, 1988). Но липсата на ракообразни не влияе върху разселването на вида като цяло, защото стронгилите като опортюнисти нагаждат храненето си според наличните макробезгръбначни. В реките Искър и Янтра те консумират други ракообразни като *A. aquaticus* (за р. Искър) и *Alona* spp. (за р. Янтра), но само за някои размерните класове и през определени периоди на годината.

Специализацията към хранене с мекотели (най-вече миди) е една от характеристиките на стронгила, за която се смята, че е допринесла съществено в инвазивния му успех (Ghedotti *et al.* 1995; Andraso *et al.* 2011; Kornis *et al.* 2012; Skabeikis *et al.* 2019). Двучерупчестите мекотели, особено в сладководните речни екосистеми представляват ресурс, който е недостъпен за повечето хидробионти. Например, *C. fluminea* се е установила в много от реки към Дунавския басейн (Hubenov *et al.* 2013) и инвазията ѝ се разглежда като възможна предпоставка и отключващ фактор за инвазията на стронгила в българските дунавските притоци. Несъмнено в много от инвазивните находища голяма част от диетата на вида е съставявана от местни видове миди (*Lithoglyphus* sp., *Mytilus edulis*, Sphaeriidae, Unionidae) или инвазивните такива (*Dreissena polymorpha*, *D. bugensis*, *C. fluminea*) (Schaeffer *et al.* 2005; Rakauskas *et al.* 2008; Polačik *et al.* 2009; Bradshaw-Wilson *et al.* 2019; Skabeikis *et al.* 2019). В настоящото изследване мидите са с висока хранителна значимост само за стронгили с SL > 65 mm. Тези резултати съвпадат с лабораторни наблюдения, които показва, че видът започва да яде миди при SL > 60 mm (Ghedotti *et al.* 1995), както и с данни от популация на стронгила от Среден Дунав (Števove & Kováč 2016). Преходът към хранене с миди съвпада и с онтогенетична промяна в морфологията на фарингеалните зъби на стронгила, наблюдавана след достигане на дължина на тялото от 80 mm, TL (Andraso *et al.* 2011). Тъй като стронгилът може да се заселва успешно и в местообитания, където миди липсват или са много рядко срещани (Phillips *et al.* 2003; Carman *et al.* 2006), само с инвазията на *C. fluminea* не би могло да се обясни инвазивния прогрес на този вид риба в дунавските притоци.

Установените люспи, погълнати от женски или от неразмножаващи се мъжки стронгили, са вероятно резултат от изхранване с трупове на риби (некрофагия), като подобно хранително поведение е наблюдавано при стронгили от Среден Дунав (Polačik *et al.* 2015). Два от индивидите с люспи в червата са мъжки тип „родители“, за които е известно, че се хранят по-малко и са агресивни към други риби, докато охраняват гнездата си (Marentette *et al.* 2009; Meunier *et al.* 2009; Všeticková *et al.* 2015). Но в изследваните индивиди не са открити костни структури на риби и до този момент няма доказателства, че популациите на стронгила оказват директна хищническа преса върху местната ихтиофауна от реките Искър, Вит и Янтра. Подобни са наблюденията от други находища на стронгила в р. Дунав и някои дунавски притоци (Brandner *et al.* 2012; Vašek *et al.* 2014; Pirina *et al.* 2016; Števove & Kováč 2016) и дори за най-едриите стронгили (например тези от Балтийско море; TL > 150 mm) ихтиофагията се среща рядко (Wandzel 2003; Skabeikis & Lesutienė 2015).

Установено е, че стронгилът използва за храна яйцата на някои риби, като това е регистрирано за популации от Северна Америка (Chotkowski & Marsden 1999; French *et al.* 2001; Steinhart *et al.* 2004; Mychek-Londer *et al.* 2013) и от р. Рейн (Lutz *et al.* 2019). Janáč *et al.* (2019) съобщава обратна корелация между присъствието на стронгила и числеността на речния кефал (*S. cephalus*) в р. Елба (Чехия), но тъй като кефалът е полифаг (Piria *et al.* 2005; Raikova-Petrova *et al.* 2008), конкуренция за хранителен ресурс със стронгила е малко вероятна. Намалването на популацията на кефала може да е резултат от конкуренция за убежища и пространство, агресивно поведение или дори хищничество на стронгила върху

яйцата на кефала (Janssen & Jude 2001; Balshine *et al.* 2005; Wiegleb *et al.* 2018; Lutz *et al.* 2019). Откриването на яйца в храносмилателния тракт е предизвикателство, защото те се разграждат много бързо от храносмилателните ензими, за това някои изследователи използват молекулярни техники с цел да открият следи (ДНК) от погълнати яйца в стронгила (Lutz *et al.* 2019). Лабораторен експеримент показва, че стронгилите ядат яйцата на атлантическата херинга, само когато липсват другите предпочитани от тях жертви (Wiegleb *et al.* 2018). Това показва, че видът напада яйцата поради опортюнизъм и съответно степента на ихтиофагията ще зависи от състава и количеството на макрозообентоса, както и от плътността на популацията на стронгила.

Една от характеристиките, увеличаваща инвазивния потенциал на стронгила, е пластичността в неговото хранене, което го прави приспособим към различни местообитания, където оползотворява разнообразни хранителните ресурси (Brandner *et al.* 2012; Pettitt-Wade *et al.* 2015; Nurkse *et al.* 2016). Разнообразното хранене, което вероятно понижава вътревидовата конкуренция (Svanbäck & Bolnick 2006; Araújo *et al.* 2011), е и предпоставка за формирането на високи популационни плътности в дунавските притоци. Това, заедно с целогодишната активност в храненето, поставя стронгила в силно конкурентна позиция спрямо местните видове риби, много от които са застрашени или ендемични (Pehlivanov *et al.* 2009; Trichkova *et al.* 2009). Конкурентните взаимоотношения са предполагаеми причини за наблюдаваните промени в рибните съобщества след появата на стронгила (Vašek *et al.* 2014; Jůza *et al.* 2018; Janáč *et al.* 2019). Като резултат от инвазията се смятат наблюдаваните намаляване на кондицията и числеността на местни видове, а дори локални изчезвания (Riley *et al.* 2008; Crane *et al.* 2015; Hirsch *et al.* 2016a; Van Kessel *et al.* 2016; Jůza *et al.* 2018; Janáč *et al.* 2019). Индексите за припокриване на хранителните ниши описват косвено степента на конкуренция между два биологични вида. Тези метрики обаче не могат сами по себе си да докажат конкуренция или нейните екологични последствия и трябва да се допълват с количествени данни за хранителния ресурс, обект на конкуренция (Wallace 1981).

В инвазивния фронт на стронгила от дунавските притоци се установява припокриване между състава на храната му с тази на речния костур (*P. fluviatilis*). Подобно е и положението описано за тези риби за Среден Дунав (Copp *et al.* 2008). Но за изследваните участъци от р. Вит, речният костур не е типичен обитател и уловените индивиди навярно са попаднали случайно в реката от близко разположените микроязовири и канали. Инвазията на стронгила е довела до конкурентни взаимоотношения в храненето, забавен растеж и занижена кондиция на друг представител от род *Perca* (*P. flavescens*) в Северна Америка (Krakowiak & Pennuto 2008; Crane *et al.* 2015). Между обикновената кротушка (*G. gobio*) и стронгила също има значително застъпване на хранителните ниша, тъй като и двата вида се изхранват със зообентос. В друг воден басейн обикновената кротушка консумира основно перифитон, фито- и зоопланктон, без припокриване в храненето между нея и стронгила (Nagelkerke *et al.* 2018). Морунашът (*V. vimba*) от р. Искър има значително припокриване на храненето си с това на стронгила. Няма предходни данни за застъпване на хранителните ниши между тези

два вида, но Oesterwind *et al.* (2017) предполагат, че те се конкурират за мекотели и ракообразни в крайбрежието на Балтийско море. Речното попче (*N. fluviatilis*) показва значително застъпване на храненето си с това на стронгила през месеците април и юни (за р. Искър). Подобно взаимоотношение е регистрирано и за други дунавски притоци като р. Сава (Pirgia *et al.* 2016). В рамките на инвазивния си ареал в Европа стронгилът по-често припокрива хранителната ниша с други понто-каспийски попчета като кеслеровото попче (Copp *et al.* 2008; Borza *et al.* 2009; Brandner *et al.* 2012; Borcharding *et al.* 2013; Števove and Kováč 2013) и мраморното попче (Vašek *et al.* 2014; Šlapanský *et al.* 2017; Nagelkerke *et al.* 2018).

В зоната на инвазивния фронт на р. Искър, най-висока вероятност за възникване на хранителна конкуренция има между стронгила и черната мряна (*B. petenyi*), тъй като припокриване в хранителните ниши е най-значително. Установена е обратна корелация между числеността на стронгила и бялата мряна от горните течения на р. Дунав, което прави възможна и конкуренцията между тези два вида риби (Serwenka *et al.* 2017). В р. Искър, припокриване в хранителните ниши е наблюдава само през март и април. Подобно застъпване в храненето, ограничено в даден период от годината, е съобщавано за стронгила и някои костурови риби от Северна Америка (French *et al.* 2001, Duncan *et al.* 2011). Вече беше споменато, че в дунавските притоци флуктуациите на храненето на стронгила са по-силно изразени във времеви аспект, от което следва, че и степента на припокриване ще варира за различните месеци.

Важна особеност за всички изследвани риби от р. Искър е, че повечето хранителни ресурси, за които има припокриване в диетите, са в относително ниски количества в околната среда. Морунаша, речното попче и черната мряна от р. Искър застъпват храненето си с това на стронгила основно по отношение хирономидните ларви като *Orthocladus/Cricotopus* spp. и *Tanytarsini* g. sp., а тези таксони са представени с плътностите между 15 и 50 инд/м². Това показва, че припокриването на нишите на тези риби е съпътствано с вероятен дефицит на общ за тях хранителен ресурс, което може да породи конкуренция.

Ракообразните от род *Gammarus* са най-предпочитаните жертви както за стронгила, така и за речния костур и обикновената кротушка в река Вит. Но поради голямото количество на гамариди (над 200 инд/м² за някои месеци) не може да се очаква изявена конкуренция по отношение на този хранителен ресурс. Изобилието на *Gammarus* spp. не е типично за цялото протежение на р. Вит или дори за низината ѝ част (Янева, 1987, 1988). При едно бъдещо навлизане на стронгила в по-горни участъци от реката, в които обилието на *Gammarus* spp. няма да е такова, възникването на конкурентни взаимоотношение между бентософагните риби е твърде вероятно, подобно на наблюдаваното от нас в р. Искър.

За други шаранови риби, не се установява значително припокриване в хранителните им предпочитания с тези на стронгила. Такива са речният кефал, говедарката (*A. bipunctatus*) и уклеяката (*A. alburnus*). Причина за това е, че тези шаранови риби са основно фитофаги и/или се изхранват с попаднали във водата сухоземни насекоми.

Както бе посочено, в повечето случаи припокриването на хранителните ниши между стронгила и съпътстващата го местна ихтиофауна не е целогодишно. При морунаша и черната мряна застъпването е само в пролетните месеци – периода преди да стартира размножаването на шарановите риби (Baras 1995; Okgerman *et al.* 2011). Припокриването между хранителните ниши на стронгила и обикновената кротушката е през ноември т.е. в края на активния период за шарановите риби. При настъпване на събития в речната екосистема, ограничаващи хранителните ресурси, съществува вероятност за поява на конкурентни взаимоотношения и негативни последици за някои от местните видове.

За България *G. gobio* няма консервационно значение, но този вид има близкородствени, редки и застрашени видове, като *Romanogobio kessleri*, *R. uranoscopus* и *R. albipinnatus*, които населяват дунавските притоци (Pehlivanov *et al.* 2009). От тях белоперата кротушка (*R. albipinnatus*) се изхранва основно с макрозообентос (Стефанов и Тричкова, 2012а), което може да е предпоставка за конкуренция със стронгила поради сходните хранителни предпочитания на двата вида. Такива взаимоотношения вероятно са възникнали в крайбрежните местообитания от Среден Дунав, където стронгилът е изместил *R. albipinnatus* (Jurajda *et al.* 2005). Морунашът (*V. vimba*) също няма консервационен статут в България, но този вид е защитен в други европейски държави, например Чехия, Австрия и Полша (Schiemer and Spindler 1989; Witkowski 1999; Lusk *et al.* 2004). С консервационно значение в изследваните участъци на инвазивния фронт на стронгила у нас е черната мряна (включен в приложение 2 на директива на ЕС 92/43/ЕЕС за хабитатите към Натура 2000, в Бернската конвенция и в приложение 2 и 4 от ЗБР). Уязвими на влияние от страна на стронгила в случай на напредване на инвазията му в дунавските притоци са и *Cottus haemusi* и *C. gobio*. Числеността и разпространението и на двата вида са ограничени в България (Стефанов и Тричкова 2012b; Uzunova *et al.* 2017). Установено е, че стронгилът представлява заплаха за видовете от сем. Cottidae (главочи) поради настъпване на хранителна и пространствена конкуренция (French *et al.* 2001; Janssen & Jude 2001; Bergstrom & Mensinger 2009; Mychek-Londer *et al.* 2013; Van Kessel *et al.* 2016). Съответно „бъдеща среща“ с този понто-каспийски вид би могла да има сериозно негативни последици за този застрашен вид риба в нашите реки.

5.6 Оценка на риска от инвазията на стронгила в българските дунавски притоци

Стронгилът се оценява като високорисков инвазивен вид за българските дунавските притоци. Тази оценка е следствие от: 1) високата му толерантност по отношение на факторите на средата (Marentette *et al.* 2010; Hempel & Thiel, 2013; McCallum *et al.* 2014; Green *et al.* 2019); 2) способността на вида да се разселва бързо, включително чрез яйцата си (Brownscombe & Fox 2012; Hirsch *et al.* 2016b; Pennuto & Rupprecht 2016; Kornis *et al.* 2017); 3) възможните негативни въздействия, които той има върху местната ихтиофауна и 4) вероятността разпространението му да се благоприятства от очакваните климатични промени. Нетипичното за стронгила от България е, че в страната се срещат и негови нативни

популации – черноморските и тези от крайморските езера. Въпреки това има други понто-каспийски видове, които са нативни в едни местообитания от България, но инвазивни за други, например *Dreissena polymorpha* и *Dikerogammarus villosus* (Trichkova *et al.* 2007, 2008; Kozuharov *et al.* 2009; Kenderov 2017a, 2017b).

Резултатите сочат, че този вид има висок инвазивен потенциал за популациите му от реките Искър, Вит и Янтра, изявен в неговото хранене, морфология и размножителни характеристики. Също така се отчита разширяване на ареала на стронгила в дунавските притоци, което е споменато и от по-ранни проучвания (Vassilev *et al.* 2008). Самостоятелното разселване в нови територии след първоначалната внасяне е определящо за инвазивността на даден вид (Blackburn *et al.* 2011). Екологичните характеристики на изследваните популации показват, че видът вероятно ще се разпространи нагоре по течението на дунавските притоци, и нещо повече, факторите, които изглежда ограничават този процес, са антропогенни, а не естествени – наличие на вертикални прегради в реката. Освен високия инвазивен потенциал, стронгилът вероятно оказва негативно въздействие върху някои местни видове риби. С това популациите му от реките Искър, Вит и Янтра покриват всичките характеристики на един инвазивен вид (Ricciardi & Cohen 2007; Blackburn *et al.* 2011, 2014). Стронгилът обаче не може да се разглежда като „чужд вид“ или „инвазивен чужд вид“ за изследваните популации според Регламент (ЕС) № 1143/2014 на Европейския парламент и на Съвета от 22 октомври 2014 година относно предотвратяването и управлението на въвеждането и разпространението на инвазивни чужди видове (виж Глава I чл. 2, ал. 2а от регламента) (EU 2014). Основен критерий за определяне на даден чужд вид като инвазивен чужд вид според Регламент (ЕС) № 1143/2014 е „неговото присъствие да застрашава или въздейства неблагоприятно върху биологичното разнообразие и свързаните екосистемни услуги“. Обаче негативните въздействия на един инвазивен вид не се корелират със способността му да се разпространява. Поради тази причина Ricciardi & Cohen (2007) както и Blackburn *et al.* (2011) препоръчват под инвазивност да се разбира преди всичко способността на даден вид да се разселва и да установява самоподдържащи се популации в местообитания извън нативния му ареал. Специално за стронгила е установено, че негативните влияния на инвазивните му популации се различават на екосистемно ниво (Hirsch *et al.* 2014). Това се потвърждава и от наблюдението, че стронгилът се разселва най-масабно за р. Янтра, но неговите негативни влияния изглежда са най-значителни за р. Искър.

Най-вероятно инвазията на стронгила в българските дунавски притоци е в резултат на самостоятелно разселване нагоре по течението. Първите съобщения за стронгила в българския сектор на р. Дунав са определени като „съмнителни“ (Георгиев, 1966; Маринов, 1978) и вероятно навлизането му навътре в пресноводните водоеми от Понто-каспийския регион е по-скорошно. Това предположение се потвърждава от липсата на палеонтологични останки от попчетата в седиментите на големите реки, вливащи се в Черно море като Дон, Волга и Днепър (Slynko *et al.* 2011). От средата на XX век в тези водоеми се срещат 9 понто-каспийски попчета, включително и стронгилът, а всички те са класифицирани като

„самостоятелно интродуцирали се“ риби (Slynko *et al.* 2011). Това дава основа в настоящото изследване популацията от р. Дунав да се разглежда като рано установила се инвазивна популация.

Представените данни за храненето на вида отхвърлят предположението, че инвазията се индуцира от разпространението на *C. fluminea* в същите водоеми. Друго вероятна причина за успешното разпространение на стронгила е намаляването на срещаемостта на някои от типичните в миналото за р. Дунав и притоци ѝ дънни хищни риби, като михалцата, речната змиорка и есетровите риби (Vassilev & Pehlivanov 2003; Стефанов и Тричкова 2012с, 2012d).

Характеристика, която определи стронгила като инвазивен вид с много висок риск е възможността разпространението му да се ускори под влияние на климатичните промени, изразяващи се в дунавските притоци с повишаване на температурата на водата (Harka & Bíró 2007). Имайки предвид широкия температурен диапазон, при който стронгилът се развива нормално (Cross & Rawding 2009), то едно бъдещо повишаване на температурите едва ли ще ограничи разпространението му. Данни, за това как очакваните промени в климата ще повлияят на водните басейни от дунавския водосбор, са налични в Оценката на водния сектор към Националната стратегия за адаптация към изменението на климата (Томсън и кол. 2017). От дадено речно местообитание стронгилът обитава крайбрежната плитководна зона, което означава че промени във водното ниво в посока намаляване на оттока нямат да засегнат значително разпространението му. Същевременно прогнозите за България показват, че страната попада в зона на засушаване и намаляване на общото количество на валежите и речния отток. Покачването на зимните и летните температури ще повлияе негативно първо най-чувствителни зони – плитки езера, малки реки, крайбрежни зони. Прогнозата за засушаване предполага и увеличена продължителност на периодите на ниски води, намаляване на нивото на реките и намалени нива на подземните води. Тъй като стронгилът населява най-вече големи водоеми (R7 реките от Дунавския басейн), вероятно продължителното засушаване няма да доведе до съществени промени в популациите му. Повисоките температури ще повлияят негативно и качеството на водата (Томсън и кол. 2017), което е възможно да се окаже положително за стронгила, тъй като той може да се среща във висока популационна плътност дори и при влошени условия на околната среда (Marentette *et al.* 2010; McCallum *et al.* 2014). Обаче прогнозираното намаляване на водното ниво може да се окаже негативно върху проходимостта на реките и да ограничи разселването на вида.

6. Заключение и изводи

От представените резултати може да се заключи, че популацията на стронгила от дунавските притоци е инвазивна и в бъдеще се очаква разселването на вида нагоре по течението на реките Искър, Вит и Янтра да продължи. Адаптацията, улесняваща разпространението на стронгила в тези реки, включват голям корем вендуз, който нараства алометрично, относително малки размери на тялото, ранно полово съзряване, целогодишно хранене с преобладаващ генерализъм. Установените прилики между индивидите от

дунавските притоци и тези от други инвазивни находища по отношение на външната морфология, храненето и размножаването са проява на общи за всички инвазивни популации тенденции в процеса на адаптация

Не на последно място, екологичната ниша на стронгила застъпва тази на няколко местни вида риби по отношение на хранителните ресурси в изследваните реки. Тъй като той е оценен като високорисков инвазивен вид, важно е при мониторинг на риби като *Barbus petenyi*, *Romanogobio kessleri*, *R. uranoscopus* и *R. albiginnatus* да се вземе под внимание присъствието на стронгила и възможните негативни влияния, които той би имал върху тези видове.

Вероятността от отрицателни въздействия вследствие на разселването на стронгила налагат приемането на мерки за превенция на бъдещото му разселване. Това включва: 1) информирание на местното население за инвазивния риск на стронгила с призив да не се използва като стръв от рибарите; 2) информирането на населението за дисперсионните механизми на вида (пренос чрез яйца) с призив към рибари, каякари и други групи, извършващи някаква дейност във водата, да почистват плавателни съдове и облекло, влизащи в контакт с водата; 3) поддържане на добра комуникация между ИАРА и рибарската общност в района на дунавските притоци с призив да се сигнализира при установяване на ново находище на стронгила в района. При установяване на ново инвазивно находище може да се приемат мерки като ранно излавяне на индивидите.

Изводи:

1. Анализираните популации на стронгила в реките Искър, Вит и Янтра имат характеристики на инвазивни и видът се оценява като „високорисков“.
2. Стронгилът разширява своя ареал в дунавските притоци и понастоящем се среща в шест реки (Огоста, Искър, Вит, Осъм Янтра и Росица), а популациите му заемат общо 306,8 речни km. За последните 5 години видът е увеличил разпространението си с общо 80 речни km. Инвазията му се благоприятства от наличието на подходящи местообитания (твърд субстрат, наклон до 2%, ниска скорост на водата), наличие на обилна и разнообразна хранителна база и участъци със запазена речна проходимост.
3. По данни от прогнозния модел се очаква през следващите 10 години (до 2029 г.) стронгилът да навлезе в общо 112,2 km от реките Искър, Вит, Осъм, Росица и Янтра.
4. Присъствието на стронгила в изследваните местообитания (низинни и полупланински реки) може да се установява и чрез ДНК от околната среда.
5. Индивидите от популациите на стронгила, формиращи инвазивния фронт в дунавските притоци, имат относително малки размери на тялото, малка ширина на устата, голям коремен вендуз, по-големи очи и по-тесни глави в сравнение с тези от Черно море и Долен Дунав. Малките размери на тялото и големият коремен вендуз увеличават плавателните възможности на вида, улесняват преодоляването на препятствия и устояването на водните течения, което спомага за бързото му разселване.

6. В хода на инвазията на стронгила се наблюдава дивергенция между инвазивните и нативните находища по отношение на тяхната външна морфология. Сходства между популациите от дунавските притоци с тези от Северна Америка подкрепят тезата, че общи морфологични адаптации са присъщи за тази риба в хода на нейната инвазия.
7. Полово съзряване при относително малки размери на тялото (вероятно и възраст) и рано започващо размножаване в рамките на годината увеличават инвазивния потенциал на стронгила в дунавските притоци.
8. Адапациите на стронгите от инвазивния фронт по отношение на храненето се изразяват в преобладаващ генерализъм през топлите месеци от годината (март до септември), опортюнизъм и ниска степен на селективност – качества които допринасят за инвазивния потенциал на вида. Диетата се характеризира с разнообразен състав, а храненето е целогодишно, без период на зимуване. Всички тези особености правят тази риба високо конкурентноспособна спрямо местната ихтиофауна.
9. Стронгилът има сходни хранителни предпочитания с местните видове от реките Искър, Вит и Янтра като черна мряна, морунаш, речен костур и обикновена кротушка. Установените случаи на припокриване в диетата с местните видове риби по време на предразмножителния им период, както и относително ниското количество на някои общи жертви потвърждават хипотезата, че стронгилът би могъл да има негативно въздействие върху местната ихтиофауна.

7. Приноси

1. Направена е оценка на инвазивността на стронгила, базирана както на литературни данни, така и на резултати от настоящото изследване. Преди тази оценка видът е възприеман като нативен за България, но сега има основания неговия статут да бъде преразгледан и евентуално да бъде класифициран като инвазивен за българските дунавски притоци.
2. Определено е актуалното разпространение на стронгила в българските дунавски притоци. Установени са 6 нови находища на вида.
3. Изготвен е прогнозен модел за разпространение на стронгила в българския участък от басейна на река Дунав за периода 2017 и до 2029 година.
4. Проучени са морфологичните особености на стронгила от дунавските притоци, и са съпоставени с тези на индивиди от други инвазивни и нативни популации от целия географски ареал на вида.
5. Събрана е актуална информация относно някои екологични характеристики на популациите на стронгила в инвазивния фронт на разпространение в речни екосистеми – размерна структура, размножаване, кондиция на индивидите, качествен и количествен състав на храната, хранителни предпочитания.

6. На базата на съпоставяне на хранителните ниши на стронгила с тези на местните риби са определени видовете, за които той би могъл да представлява заплаха, а именно *Barbus petenyi*, *Romanogobio kessleri*, *R. uranoscopus* и *R. albipinnatus*.

8. Благодарности

Настоящата дисертация бе възможна благодарение на съдействието и помощта на много хора от българската научна общност, както и от чужбина. Признателен съм на всички колеги, допринесли за настоящото изследване и отделям последните редове от текста, за да изразя моите благодарности.

Искам да благодаря преди всичко на научния ми ръководител доц. д-р Елиза Узунова. Да ѝ благодаря за гласуваното доверие, положеното търпение и внимание по време на моята докторантура, както и за амбициите ѝ аз да изведа максималното от себе си. Вечно ще съм признателен за всички предизвикателства, които преодоляхме заедно.

Благодарен съм на доц. д-р Любомир Кендеров за оказаната помощ и съдействие в теренната работа и напътствията му в събирането и обработката на макробезгръбначните. Признателен съм на всички членове на катедрата по „Обща и приложна хидробиология“ за напътствията, оказаната помощ и подкрепата в хода на моята докторантура. Благодаря на всички колеги за помощта им в теренната и лабораторна работа – на докторант Емил Кънев, на магистрите Яна Петкова, Йонко Сашов, Ава Черкез и Костадин Игнатов.

Благодаря искрено на доц. д-р Иван Трайков от катедра „Екология и опазване на околната среда“ за усилията в теренната работа, обработката на част от пробите, съдействието за обработката на ДНК пробите и помощта му в проектната дейност към научния фонд на СУ през годината 2017.

Благодаря на доц. д-р Елена Ташева от катедра „Зоология и антропология“ за ценния курс по биостатистика в рамките на докторантурата ми, както за помощта ѝ в част от статистическите анализи по дисертацията. Признателен съм и на доц. д-р Диана Златанова от катедра „Зоология и антропология“ за курсовете по GIS и по Моделиране в биологията.

Благодаря искрено за помощта на д-р Тихомир Стефанов от Националния природонаучния музей при БАН, който предостави използвания материал от р. Дунав и част от черноморския материал. Благодаря и на доц. Петя Иванова, от институтът по Океанология към БАН, за предоставения черноморски материал.

Искрено благодаря на д-р Ивайло Сираков и д-р Цветан Тодоров от частна лаборатория GLAB, които безвъзмездно представиха условията да се анализират ДНК пробите от настоящия дисертационен труд. Признателен съм на д-р Горица Раклеова от АБИ за оказаното съдействие относно съхраняването на ДНК пробите. Признателен съм доц. Яна Евстатиева от катедра „Биотехнология“ за помощта при обработката на някои от ДНК пробите.

Благодаря на помощта и консултацията на проф. Бойко Георгиев и доц. Янка Виденова относно някои въпроси от дисертацията.

Признателен съм на проф. Владимир Ковач от университета Коменски (Братислава, Словакия) и на екипа му: д-р Катерина Хоркова, д-р Дание Грула, д-р Барбора Щевове и докторант Катерина Якубчинова за гостоприемството и безвъзмездното обучение, което организираха за мен. Благодаря на доц. Пшемислав Черниевски от Щечинския университет, Полша, за предоставения материал от Балтийско море. Много съм признателен на проф. Сигал Балшайн и докторант Кейтлин Синишън от Университета МакМастър, Онтарио, за предоставения материал от ез. Онтарио и ценните напътствия относно размножаването и поведението на стронгила. Благодаря на проф. Николас Мадрак от Университета на Торонто за предоставения материал от реките на Канада.

Благодаря на анонимните рецензенти от списанията „Environmental Biology of Fishes“, „Zoomorphology“ и „Limnologica“ за направените рецензии и препоръки по статиите ми към настоящия дисертационен труд.

Благодаря на Мария Бакалова за езиковата корекция на текста.

Благодарен съм, че получих финансиране от научния фонд на СУ по договори № 80-10-41/19.04.2017 и № 80-10-140/2018 и от програмата „Млади учени и постдокторанти за 2020 г.“ по договор РД 22-834/08.04.2020 за изпълнение на част от работата по дисертацията. Признателен съм на ФСС за финансиране на посещението ми на научния форум на изследователите на семейство Gobiidae в Щарнберг, Германия.