

# ИНВАЗИВНИ ЧУЖДИ ВИДОВЕ (IAS) В ЧЕРНО МОРЕ (ЧАСТ I)

## Резюме

Настоящото проучване обхваща основните неместни и инвазивни видове в Черно море и българската акватория, като разглежда специфичната роля на внедрените видове, принадлежащи към различни функционални звена на морската хранителна верига – фито- и зоопланктон, фито- и зообентос, както и морски неместни видове риби

Автори: Доц. д-р Елица Петрова – зообентос, риби; Доц. д-р Веселина Михнева – фитопланктон, зоопланктон, фитобентос; Гл. асистент Филип Пенчев – GIS

20.09.2020



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



1. Въведение .....	2
2. Събиране на исторически данни за ИЧВ в Черно море и в региона на обследване	10
2.1. Фитопланктон .....	10
2.2. Зоопланктон .....	17
2.3. Фитобентос .....	27
2.4. Зообентос .....	32
2.5. Неместни видове риби .....	40
3. Реална ситуация – /данни от обратна връзка с рибари, водолази, еколози и др./	42
4. Извършване на обследване на определена територия за физическото присъствие на ИЧВ .....	48
5. Изработване модел на хартиен носител/карта/ на ИЧВ .....	50
6. Заключение .....	51
7. Литература .....	53

Цитиране: Петрова Е., Михнева В., Пенчев Ф., 2020. Инвазивни чужди видове (IAS) в Черно море (част I); по проектно предложение №: BG14MFOP001-1.006-0003, финансирано от Програма „Морско дело и рибарство“ 2014 – 2020 г., 62 стр.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



---

## Инвазивни чужди видове в Черно море: Картографиране (част I)

---

### 1. Въведение

С термина "неместни видове" се обозначават видовете, които се установяват и развиват извън естествените ареали на разпространение. Разграничават се две основни групи чужди видове:

(1) **неместни/интродуцирани видове (Alien species, AS, или Non-indigenous species, NIS)** – това са видове, пренесени в нови региони и местообитания, които не са типични за тях;

(2) **инвазивни внедрени видове (invasive alien species – IAS)** – видове, с потенциал да причиняват щети на природната среда, икономиката или човешкото здраве (Фиг.1).

Инвазивните видове се отличават с висока адаптивна способност – т.е. висока екологична толерантност към условията на средата и значителна репродуктивна способност. В новозаетите региони тези видове намират достатъчно хранителни ресурси, а същевременно отсъстват естествените им врагове. Засегнатите морски зони често са обект на интензивно развитие на крайбрежните региони, замърсяване и/или изразени ефекти от климатични промени, т.е природната среда се намира под дълготрайното въздействие на множество антропогенни фактори.

Процесът на биологична инвазия включва три основни етапа: (1) **Въвеждане на новите видове;** (2) **Установяване на видовете и** (3) **Масово разпространение.** В морската среда, въвеждането на новите видове става най-често чрез транспорта – посредством изхвърляне на баластни води и/или чрез перифитона (обрастватели върху морските плавателни съдове). В тази връзка, следва да се отбележи, че в Черно море се намират някои от най-големите пристанища в Европа, а секторът на морските товарни превози е много добре развит. Например, капацитетът на пристанището в Новоросийск е ~ 5000 кораба годишно (Selifonova, 2010), а общият обем на баластните вода е ~ 50 милиона тона, което подсказва значително влияние на този вектор за пренос на нови видове. Други автори, обсъждат хипотезата за проникването на нови видове с води от Мраморно море през Босфорския проток (Богданова и Шмелева, 1967). Според различни оценки, обемът на водите от Мраморно море варира между 123 – 312 km<sup>3</sup>/годишно (Esin et al., 2010). Известно е, наличието на две течения в Босфорския канал – повърхностен вток от Черно към Мраморно море (от води с ниска соленост) и долно Босфорско течение в обратната посока (води с висока соленост). Разположението на границата между двата слоя зависи от посоката и интензивността на вятъра (Богданова и Толмазин, 1967). При северни и североизточни ветрове (със средна честота през годината – 52 %),

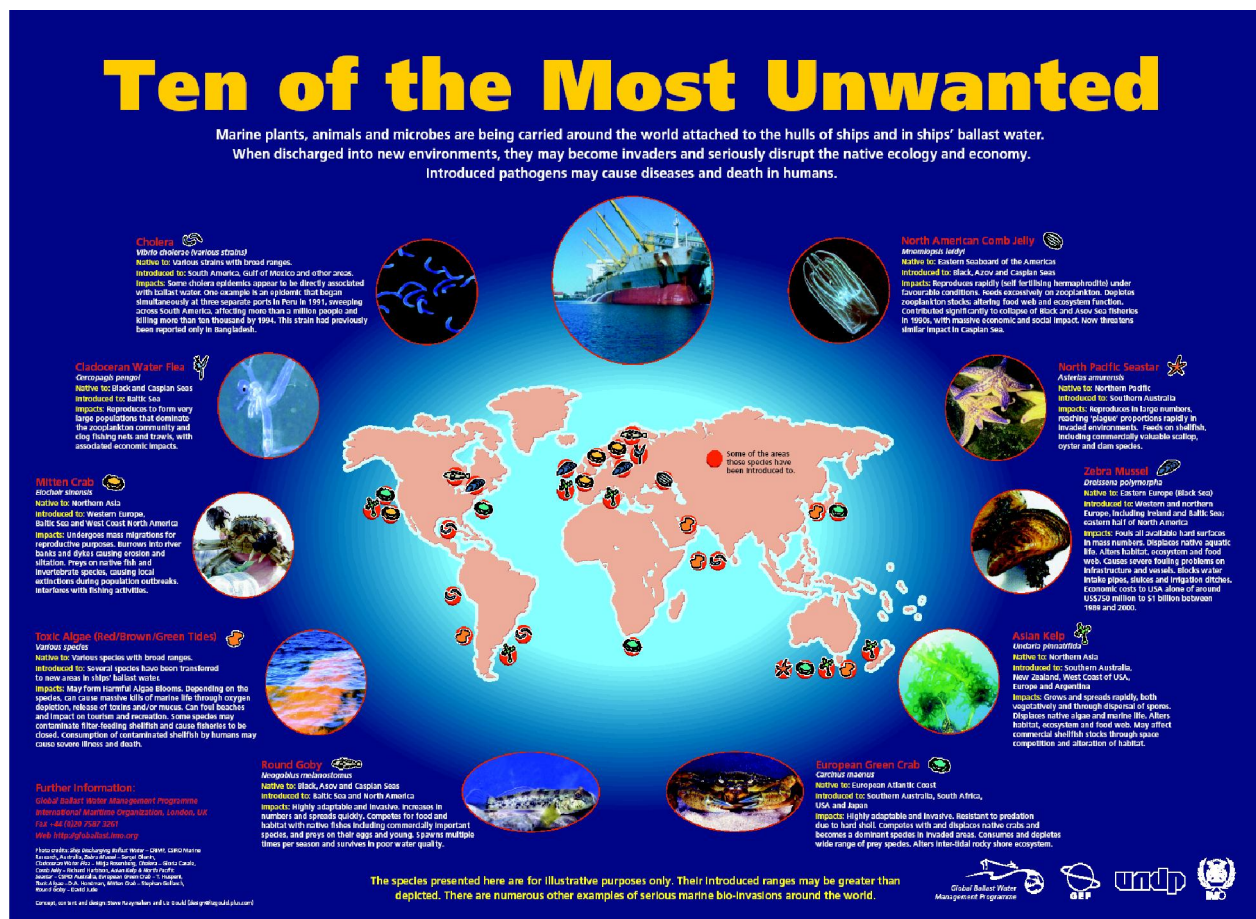


МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



горният Босфорски вток достига максимум, а долното течение е минимално. При южни и югозападни ветрове (средна честота на поява – 29 %), се наблюдава обратната ситуация. Така, най-благоприятното време за проникване на нови видове от Мраморно море е през есента и зимата, при действие на южни и югозападни ветрове (Богданова и Шмелева, 1967). През летния период, вероятността за нашествие на нови видове по този канал на пренос е силно редуцирана. Друг вектор за пренос на видове може да бъде целенасоченото им изкуствено въвеждане, във връзка с нуждите на рибарството, аквакултурите и крайбрежното управление.

Последиците от развитието на инвазивните видове се разделят на три основни групи – (1) **екологични последици**, (2) **икономически последици** и (3) **въздействие върху човешкото здраве**.



Фиг. 1. Десет от най-нежеланите инвазивни видове в Световния океан (UNDP, 2003)



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Към **екологичните последици** принадлежи „въздействието на чуждестранните инвазивни видове на ниво видове, местообитания и екосистеми“. Според Elliott (2003), терминът **"биологично замърсяване" (biopollution)** се използва при въвеждането на неместни видове, което води до нарушения в средата на отделните индивиди, съобщества или екосистеми, включително с неблагоприятни икономически последици. Тук се отнасят следните основни ефекти – новите видове влизат в конкурентни отношения за храна и пространство с локалните видове и са в състояние да изместят местните видове и да редуцират биоразнообразието; инвазивните видове могат да използват местните видове за храна, като влияят върху хранителните вериги и цялостното функциониране на дадена екосистема; някои инвазивни видове променят локалните хабитати (видове-детерминанти). Ето защо, масовото развитие на инвазивни видове се нарежда сред най-големите заплахи за биоразнообразието в Световния океан, наред със свръхексплоатацията на морските ресурси, разрушаването на естествените хабитати, силното влияние на сухоземните източници на замърсяване върху морската среда и климатичните промени (IOC/UNESCO, IMO, FAO, UNDP. (2011).

В Черноморската екосистема развитието на инвазивните видове е сред факторите, допринесли за някои от най-съществените екологични проблеми – редукция на биоразнообразието и хабитатите, както и понижаване на запасите от промишлено значими видове риби и черупчести мекотели (TDA, 2009). **Икономическите последици** от развитието на инвазивните видове са свързани с намаляване на обема на риболова, затваряне на стопанства за марикултури и повишаване на разходите за контрол и управление. Възможно е влияние върху туризма, както и вторични икономически ефекти при наличие на въздействия върху здравето на човека. **Въздействието върху човешкото здраве** се свързва с развитието на инвазивни видове, които са причинители на заболявания.

Около **1223 неместни вида (NIS)** присъстват в европейските морета, от които почти **81% (1039)** са регистрирани през периода **1949-2017 г.** (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/trends-in-marine-alien-species-mas-3/assessment>). Въпросните видове включват предимно **безгръбначни животни (около 63%)**. За този период, **броят на NIS е най-висок в Средиземно море, където са регистрирани почти 69% (838)** от всички NIS. Повече от **80 от видовете** са идентифицирани като **„инвазивни чужди видове“ (IAS)** с голям потенциал да окажат отрицателно въздействие върху биологичното разнообразие и да причинят икономически и социални последици (Wallentinus and Nyberg, 2007; Katsanevakis et al., 2014; Ojaveer et al., 2015; Stæhr et al., 2016).

Повечето NIS, установени в европейските морета, произхождат от западната част на Индо-пацифика (465 таксона), от централния индо-тихоокеански регион (243 таксона), умерения северен Тихи океан (170 таксона), тропическия Атлантис (112 таксона) и умерения северозападен Атлантис (70 таксона). Установени са 66 таксона, с произход в Европейските

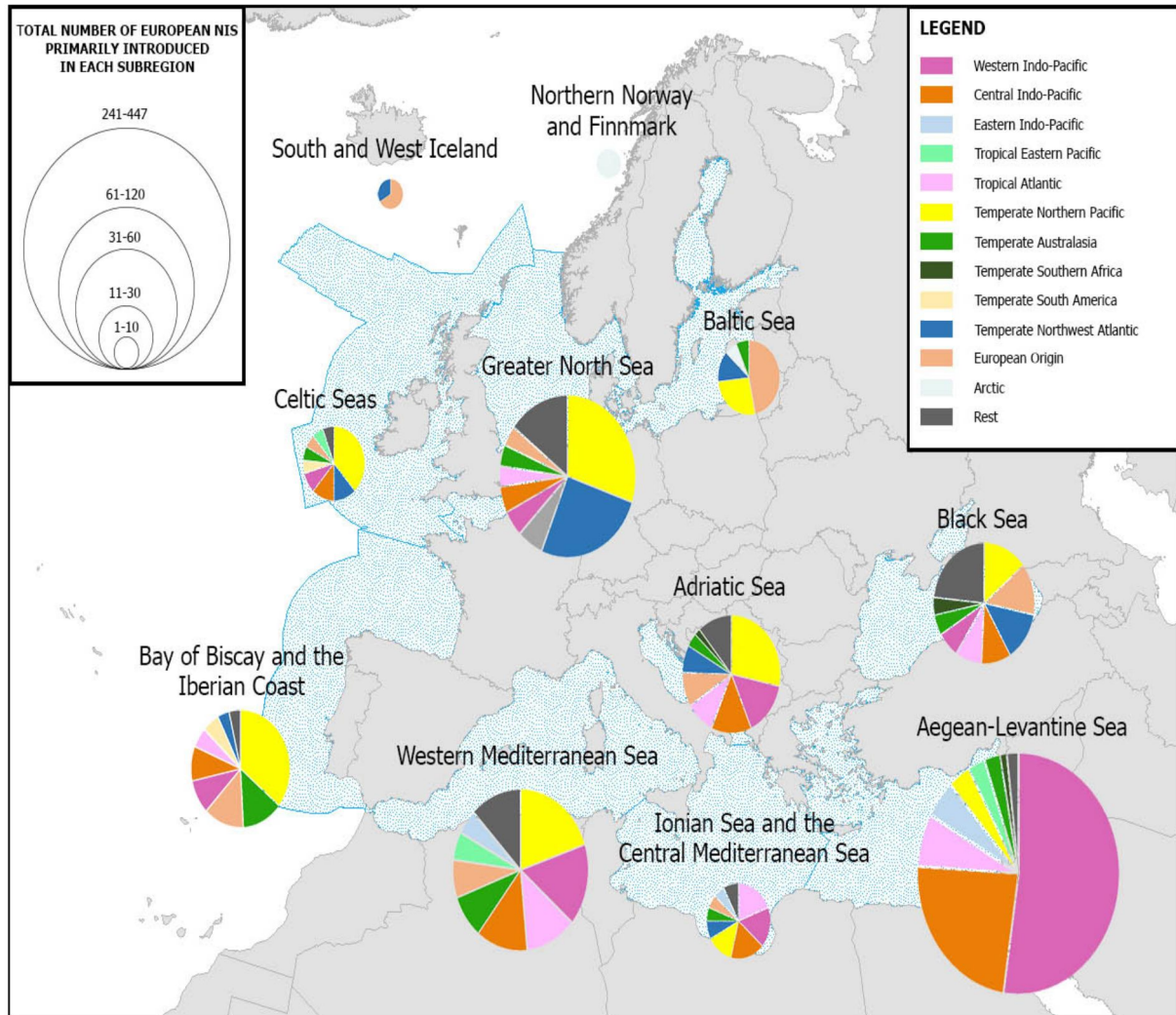




МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



морета, но въведени в друга европейска зона (NIS с европейски произход) (Фигура 2).



Фигура 2. Произход на NIS в Европа, изобразени по морски под-региони. Размерът на всяка кръгова диаграма представлява общия брой NIS, въведени предимно в дадения под-регион. (Tsiamis et al, 2018).

Значителна част от новите неместни видове в Черно море са привнесени от Средиземно море и Атлантическия океан ((Shiganova & Ozturk, 2010, Tsiamis et al, 2018), ето защо през последните десетилетия често се говори за **процес на "Медитеранизация" на Черно море** – т.е навлизане и масово развитие на типично средиземноморски видове. Нови видове, пренесени от Индийския и

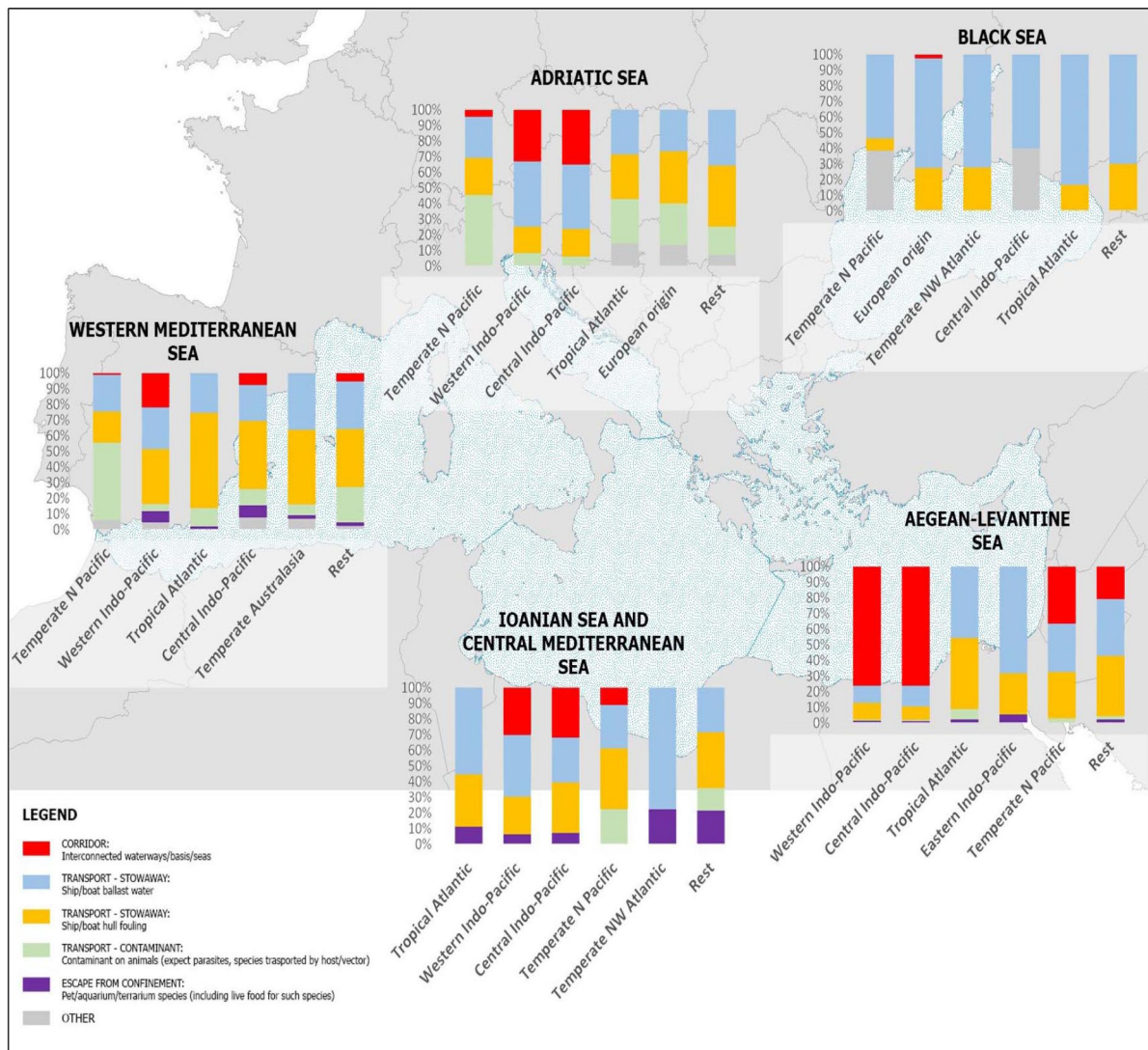


МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Тихия океан също биват установявани в Черно море (Boltachev & Karpova 2014, Turan et al. 2017).

Основните вектори на пренос на инвазивните видове в европейските морета са представени на Фиг.3.



Фигура 3. Принос (%) на отделните вектори за пренос на NIS в Европа (Tsiamis et al., 2018).

За Черно море, като основни възможности за пренос на NIS се разглеждат – 1.взаимосвързаните водни пътища/басейни/морета; 2.пренос чрез

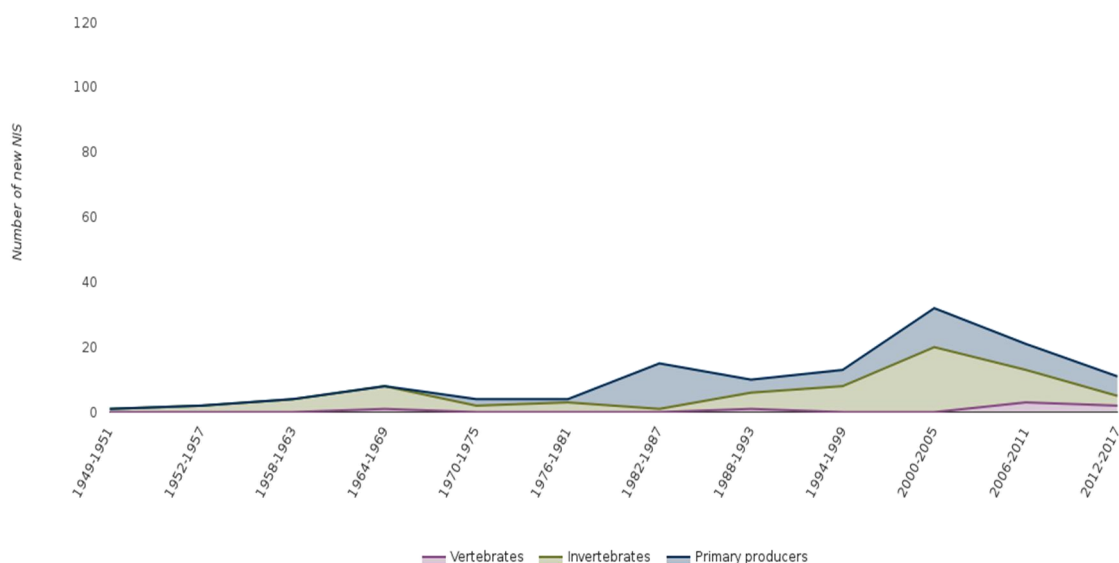


МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



баластни води и 3. чрез обрастватели по транспортните съдове. Върху процесите на инвазия на нови видове в Черно море, освен интензивното корабоплаване, все по-голяма роля има процесът на повишаване на температурата на морски води през последните десетилетия (Shiganova & Ozturk, 2010, Mihneva, 2018).

През последния век в Черно море се наблюдава добре изразена тенденция на повишаване на броя на новите видове, но през последните 6 години (2012–2017 г.) има насока на понижаване на броя на новите видове (Фиг.4). Общият **брой на неместните видове в Черно море се оценява на 110 NIS**, от които – 52 NIS безгръбначни, 6 гръбначни и 52 първични производители, регистрирани след 1970 г.; 64 от тях са регистрирани след 2000 г. Тенденцията на намаляване е очевидна само с 11 нови NIS, отчетени през периода 2012–2017 г., срещу 21 през периода 2006–2011 г. (Фигура 4). Изглежда обаче, че някои установени вече нашественици се разпространяват, като мидата *Arcuatula senhousia* (Ковалев и др., 2017), т.е. видовете се характеризират с различни степени на колонизация и пространствено разпределение (TDA, 2007; Shiganova & Ozturk, 2010; Tsiamis et al, 2018).



Фиг. 4. Промени в броя на новите неместни видове (NIS), регистрирани в Черно море, представени за 6-годишни интервали от време през 1949–2017 г., за функционалните групи – безгръбначни, гръбначни и продуценти на първична продукция. ([https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/rate-of-new-introductions-of-1#tab-googlechartid\\_chart\\_13](https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/rate-of-new-introductions-of-1#tab-googlechartid_chart_13)).





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Според първоначална оценка на състоянието на морската околна среда **пред българския бряг на Черно море са регистрирани > 70 алохтонни вида от всички екологични групи от миналия век до сега**, а преобладаваща част от тях са фитопланктонните видове (43 %) (Moncheva S., Todorova V., et al., 2013a; Moncheva S., Todorova V., et al., 2013b, Тодорова и съавтори, 2017).

Сред трайно установените неместни видове в Черно море се отнасят фитопланктонният вид *Pseudonitzschia calcar-avis*, мекотелите видове – *Rapana venosa*, *Anadara inaequalis*, *Mya arenaria*, *Potamopyrgus antipodarum* (описан като *Potamopyrgus jenkinsi*), бентосната *Arthropoda* – *Amphibalanus improvisus*, ктенофорите *Mnemiopsis leidyi* и *Beroe ovata*. Някои от инвазивните и неместни видове са представени на Фиг.5 и Фиг.6. Kasapoglu et al. (2015) обобщават ефекта от въвеждането на NIS в Черно море и установяват, че инвазивните видове са оказали значително въздействие върху черноморската екосистема и риболова.



Фиг. 5. Трайно установени инвазивни видове фито-, зоопланктон и зообентос в Черно море.

Интересна тема касае **развитието на инвазивните видове в новозаетите територии, особено когато те се превърнат в ключови видове в новите екосистеми или когато засегнат локални ключови видове**. Според MARBEF ([http://www.marbef.org/wiki/Keystone\\_species](http://www.marbef.org/wiki/Keystone_species)) – платформа за интегриране и разпространение на знания и опит в областта на морското биоразнообразие, някои ключови видове могат да имат непропорционален ефект върху околната среда спрямо изобилието си – т.е екосистемата може да претърпи драматични промени, ако бъде отстранен даден ключов вид, въпреки че този вид е малък елемент от екосистемата по отношение на формираната биомаса или продуктивност.

Повишаването и намаляването на обилието на ключовите видове има каскаден ефект и може да обхване цялата хранителна верига. Mills et al. (1993) категоризира ключовите видове в пет групи:

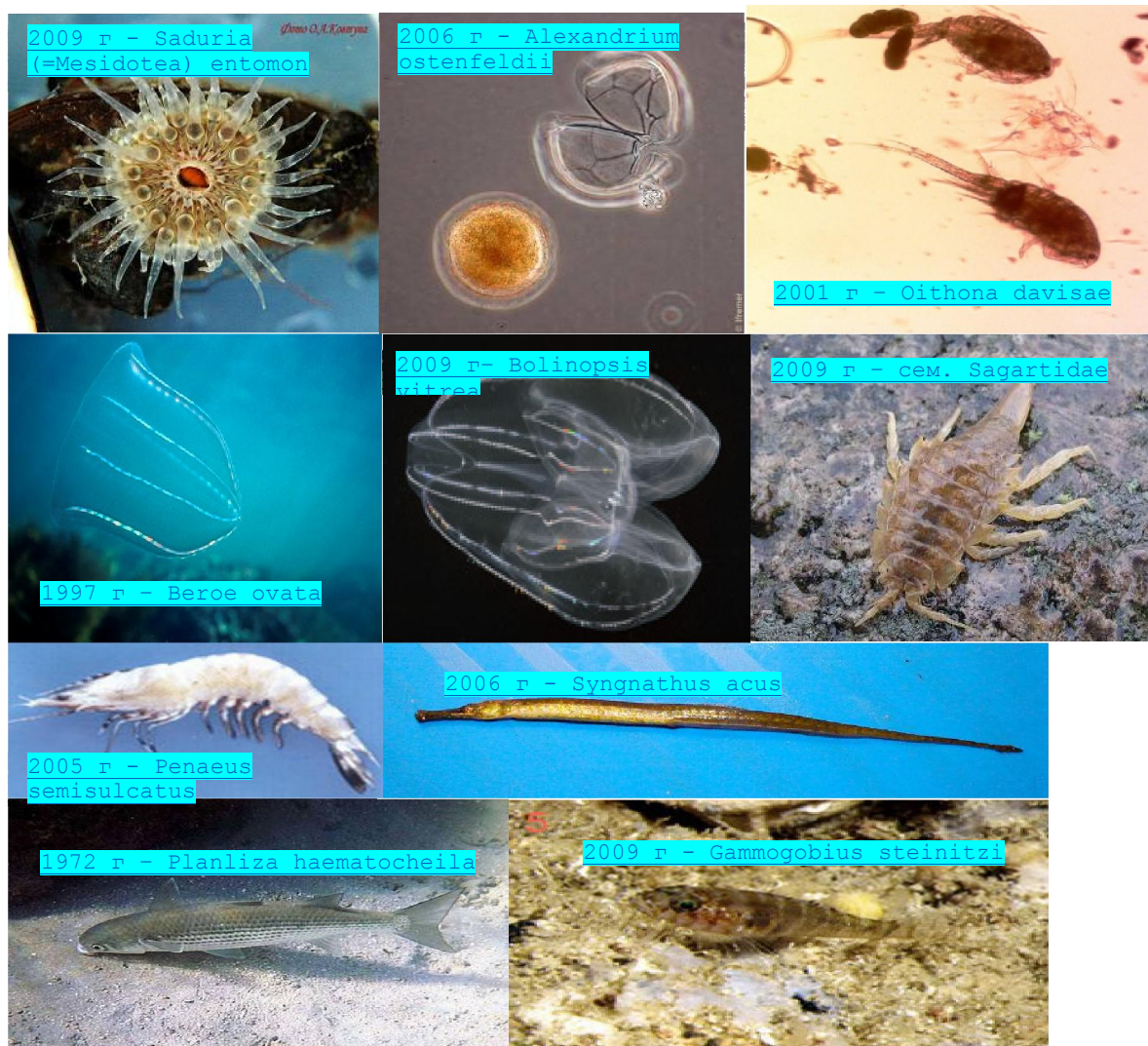
- Ключови хищници: хищници, контролиращи плътността на други, екологично значими видове жертви;



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- Ключов вид жертви: видове, способни да поддържат високо обилие, поради висока степен на възпроизводство;
- Ключови мутуалисти и гостоприемници (характерни за сухоземните съобщества)
- Ключови модификатори: видове, които оказват значително влияние върху характеристиките на местообитанията (т. нар. строители на местообитания), без непременно да имат директни трофични въздействия върху други видове.



Фиг. 6. Неместни видове фито-, зоопланктон, зообентос и риби в Черно море.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Значителна част от инвазивните видове в Черно море стават ключови видове хищници – напр. зоопланктонният вид *Mnemiopsis leidyi*, както и бентосният охлюв рапана. Тези видове оказват силно влияние върху по-ниските трофични нива и понижават биоразнообразието им.

Същевременно, към неместните видове бентосни безгръбначни, считани за ключови видове в Черно море се отнасят някои двучерупчести, действащи като видове, формиращи местообитания, напр. *Mya arenaria*, които могат да поддържат биоразнообразието.

Друга специална тема е **превръщането на инвазивните видове в ресурс** със стопанско значение и икономически последици за развитието на крайбрежните морски зони. Така например, рапаноуловът в Черно море се практикува от всички страни, а Турция първа започва експлоатацията на ресурса още през 80-те години на миналия век, като годишните улови достигат 10-15 хил. тона. Към момента, рапанът е важен риболовен обект в българските води на Черно море – с годишни улови от 4-5 хиляди тона, видът има първостепенна роля за морския риболов на страната.

**Слабо изследван проблем в Черно море е въвеждането на NIS, касаещи паразитни инфекции и болести.** Подобни примери са добре известни в Световния океан – напр. трематодът, *Gyrodactylus salaris*, е транспортиран с атлантическа съомга, *Salmo salar*, от шведски люпилници до Норвегия и причинява значителна смъртност на съомгата в региона на внедряване (Cook et al, 2016). Копеподите *Mytilicola orientalis*, които са чревен паразит при двучерупчестите мекотли; и *Mycicola ostreae* – паразит, който живее по хрилете на тихоокеанската стрида, *S. gigas*, са открити в Ирландия, Франция и Холандия (Cook et al, 2016). Пред турското крайбрежие на Черно море, са регистрирани първи записи за паразитните видове – *Lasiotocus typicus* и *Stephanostomum cesticillum* при сафрида (Öztürk & Özer, 2016), както и на вида *Eimeria sardinae* при меджида (Ozer et al., 2014), но като цяло тематиката е слабо проучена в Черноморския регион. **Друга възможност касае развитието на болести и паразити, които могат да бъдат случайно внесени заедно с инвазивните видове в нова среда.**

## 2. Събиране на исторически данни за ИЧВ в Черно море и в региона на обследване

### 2.1. Фитопланктон

Фитопланктонът формира основната база в морската хранителна мрежа – той се потрeблява от фитопланктоноядните организми, които от своя страна служат за храна на хищните видове планктон, бентос и нектон. Този компонент на водната биота се повлиява силно от процесите на антропогенно замърсяване, еутрофикация и климатични изменения. Биоразнообразието, доминиращите видове, изобилието, биомасата и първичната продуктивност на фитопланктонните съобщества, сезонните им и др. типове колебания са сред





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



основните индикатори за състоянието на дадена морска екосистема (Moncheva et al, 2019). Ето защо, фитопланктонът е елемент на множество стратегии, касаещи състоянието на водите – **Рамкова директива за водите (Директива 2000/60/ЕО), Рамкова директива за морската стратегия (Директива 2008/56/ЕО) на Европейския съюз, както и в Стратегическия план за действие на Черноморската комисия (SAP, 2009)**. Фитопланктонът е компонент на много от т. нар. дескриптори на морската среда (елементи на морската среда, които се наблюдават регулярно, така че чрез прилагане на специално подбрани програми от мерки да се постигне добро състояние на водите към 2020 г.) – биоразнообразие, неместни видове, еутрофикация и хранителни мрежи.

Кум групата на фитопланктона се отнасят и някои **токсични видове (т.нар. Harmful Algae (HA),** това са видове отделящи фитотоксини във водната среда при своята жизнена дейност), с неблагоприятно въздействие върху морските екосистеми, общественото здраве и туризма и представляващи нарастващ проблем в крайбрежните региони.

Популацията на черноморския фитопланктон е широко проучвана повече от век. **От > 1600 вида фитопланктонни организми, установени в Черно море** (Black Sea phytoplankton check list, Moncheva & Parr, 2015), около 49 са докладвани като токсични или вредни, при честа поява на нови неместни видове (Moncheva & Kamburska, 2002; Yasakova, 2011). Проблемът с точната идентификация на токсичните и неместните видове фитопланктон е основен за Черноморския регион, тъй като изисква използване на специфични техники като сканираща електронна микроскопия (SEM) и генетични методи за анализ. Все пак, през последните години в Черно море се изяснява разпределението на НАВ (Harmful Algae Bloom) и токсичността на фитопланктона (Vershinin and Kamnev, 2000; Vershinin and Moruchkov, 2003; Vershinin et al., 2003, 2004a,b, 2005), както от страна на местни, така и на някои инвазивни видове.

**В българските води на Черно море са идентифицирани ~ 370 фитопланктонни вида,** разновидности и форми, принадлежащи към 21 таксономични класа, както и множество дребни флагелати, които не могат да бъдат идентифицирани до видово ниво под светлинен микроскоп (Moncheva et al, 2019). Най-разнообразната група фитопланктон са динофлагелатите – със 185 вида (50 % от общия брой), диатомите са на второ място по разнообразие – с 94 вида (~ 25% от общия брой видове). Видовото разнообразие сред другите класове е по-ниско, но трябва да се подчертае сравнително високото богатство на видове при Cryptophyceae (20 вида), Cyanophyceae (14), Prymnesiophyceae (13), Euglenophyceae (8), а сред динофлагелатите – род *Prorocentrum* (25 вида), *Gyrodinium* (27 вида) и *Gyrodinium* (15) (Moncheva et al, 2019). След 2000 г. се наблюдава тенденция на високо биоразнообразие на фитопланктона – на всяка от изследваните станции се установяват между 41 – 73 вида, а между 79 – 260 вида се установяват при цялостен мониторинг пред българския бряг (Moncheva et al, 2019). Традиционно най-богати на





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



фитопланктон са повърхностните хомогенни водни слоеве и зоната на температурния скок (термоклин), както и зоната, разположена непосредствено под термоклина (Moncheva et al, 2019).

През 2008 г. са идентифицирани 9 нови вида фитопланктон (под формата на цисти) за българското крайбрежие (Robino et al., 2010). За периода 2007 – 2012 г. са установени 37 фитопланктонни вида, нови за българското крайбрежие, от които 20 отсъстват в чек-листа на фитопланктона в Черно море (ИА, 2013). Прилагането на нови техники за идентификация на фитопланктоните видове, разкрива наличието на множество нови видове за българските води на Черно море през последните години (Табл.1), някои от които са потенциално токсични (Dzambekova & Moncheva, 2014, Dzambekova et al, 2017 а, б). Остава се пак неясно, до каква степен видовете са присъствали в изследваните региони, преди прилагането на специфични нови техники за идентификацията им.

Таблица 1. Списък на фитопланктонните видове, нови за българските води на Черно море (Moncheva et al, 2019).

Група	Български води на Черно море
<b>Bacillariophyceae</b>	1. Chaetoceros aequatorialis Cleve, 1873
	2. Chaetoceros calcitrans (Paulsen) Takano, 1968
	3. Halamphora coffeaeformis (Agardh) Levkov, 2009
	4. Hyalodiscus scoticus (Kützing) Grunow, 1879
	5. Cyclotella atomus Hustedt, 1937
	6. Thalassiosira lundiana Fryxell, 1975
	7. Lennoxia faveolata H.A.Thomsen & K.R.Buck, 1993
	8. Pseudonitzschia linea Lundholm, Hasle and G.A.Fryxell, 2002
	9. Pseudonitzschia calliantha Lundholm, Moestrup & Hasle, 2003
	10. Pseudonitzschia pungens var. aveirensis Lundholm, Churro, Carreira & Calado, 2009
	11. Thalassiosira antiqua var. septate, Proschkina-Lavrenko 1955
<b>Dinophyceae</b>	12. Alexandrium margalefii, Balech, 1994
	13. Alexandrium mediterraneum U. John, 2014
	14. Amphidinium acutissimum Schiller, 1933
	15. Amphidinium curvatum Schiller, 1928
	16. Amphidinium herdmannii Kofoed & Swezy, 1921
	17. Biecheleria cincta (Siano, Montresor & Zingone) Siano, 2012
	18. Cochlodinium geminatum (Schütt, 1895) Schütt,



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



	1896
	19. Dinophysis punctata Jörgensen, 1923
	20. Glenodinium caspicum (Ost.) Schiller, 1937
	21. Glenoaulax inaequalis (Schmarda) Diesing, 1866
	22. Gonyaulax turbynei Murray & Whitting, 1899
	23. Tovellia coronata (Woloszynska) Moestrup, Lindberg & Daugbjerg 2005
	24. Gymnodinium elongatum Hope, 1954
	25. Gymnodinium nanum Schiller, 1928
	26. Gymnodinium opressum Conrad 1926
	27. Gymnodinium dorsalisulcum (E.M.Hulbert, J.J.A.McLaughlin & P.A.Zahl), Shauna Murray, M. de Salas & G. Hallegraeff, 2007
	28. Gyrodinium dominans Hulbert, 1957
	29. Gyrodinium gutrula J.Larsen, 1996
	30. Margalefidinium polykrikoides (Margalef, 1961) F.Gómez, Richlen & D.M.Anderson, 2017
	31. Lessardia elongata Saldarriaga & F.J.R.Taylor, 2003
	32. Pfiesteria piscicida K.A.Steidinger & J.M.Burkholder, 1996
	33. Peridiniopsis penardii (Lemmermann) Bourrelly, 1968
	34. Protoperidinium bulla (Meunier, 1910) Balech 1974
	35. Protoperidinium nux (J. Schiller 1937) Balech 1974 Peridiniopsis niei G.X.Liu & Z.Y.Hue, 2008,
	36. Pelagodinium beii (H.J.Spero) Siano, Montresor, Probert & Vargas, 2010;
	37. Woloszynskia pascheri (Suchlandt) von Stosch, 1973
<b>Euglenophyceae</b>	38. Euglena acusformis J.Schiller
<b>Trebouxiophyceae</b>	39. Trochiscia multispinosa (Möbius) Lemmermann
<b>Chlorophyceae</b>	40. Chlamydomonas pulsatilla H.Wollenweber, 1926
<b>Prymnesiophyceae</b>	41. Pontosphaera haeckelii Lohmann, 1902
	42. Corymbellus aureus J.C.Green, 1976
<b>Chlorophyceae</b>	43. Chlamydomonas raudensis Ettl, 1976,
	44. Chlorogonium capilatum H.Nozaki, M.M.Watanabe & K.Aizawa, 1995
<b>Cyanophyceae</b>	45. Phormidium bulgaricum (Komárek) Anagnostidis & Komárek, 1988
	46. Spirulina meneghiniana Zanardini ex Gomont, 1892



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



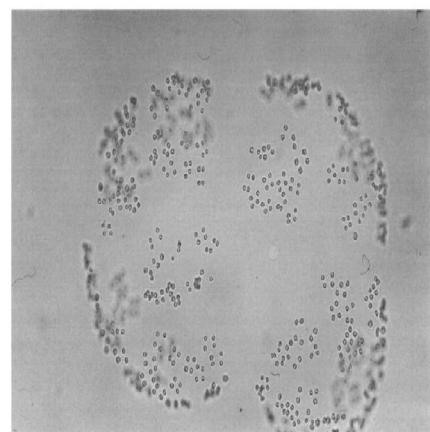
<b>Choanoflagellatea</b>	47. <i>Caliacantha natans</i> (Grøntved) Leadbeater, 1978
<b>Nephroselmidophyceae</b>	48. <i>Nephroselmis astigmatica</i> Inouye & Pienaar, 1984
	49. <i>Nephroselmis pyriformis</i> (N.Carter) Ettl, 1982
<b>Prasinophyceae</b>	50. <i>Pachysphaera</i> sp. Ostenfeld, 1899

Сред новите видове, регистрирани във Варненския залив се отнася глобално разпространеният вид *Karlodinium veneficum*, който е открит и в други части на Черно море (Moncheva & Par, 2015), а наличието му в множество проби от Варненския залив предполага, че не е само появяващ се спорадично вид. Видът *Karenia bidigitata*, продуциращ бреветоксин, също е открит повсеместно във Варненския залив. Липсата на данни за тези видове при предишните проучвания е вероятно резултат от неправилна идентификация, поради морфологичните прилики с *Gymnodinium* spp. които са добре представени в Черно море. Установено е, че видът *Pfiesteria piscicida* има сложен многофазен жизнен цикъл и това вероятно е причина, да бъде пропуснат при предходните морфологични изследвания. Космополитният вид *Cochlodinium polykrikoides*, който обикновено се среща в топли умерени и тропически води, преди е установяван като цисти само в проби от седимента на Варненски залив (Rubino et al., 2010). От рода *Alexandrium*, са установени два нетоксични представители – *Alexandrium margalefii* (Balech, 1994 г.) и *Alexandrium mediterraneum* (U. John, 2014), като последният е съобщаван преди само в Средиземно море (Penna et al., 2008). Нетоксичният вид *A. tamarense* е потвърден във Варненския залив въз основа на молекулярни данни (Dzambekova et al, 2017).

Към **масово разпространените неместни фитопланктонни видове**, които се откриват в Черно море, принадлежи ***Pseudosolenia calcar-avis*** (Schultze, 1858), Фиг. 7.1). Този вид е описан за пръв път през 1926 г. в северозападната част на Черно море.



1.



2.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ

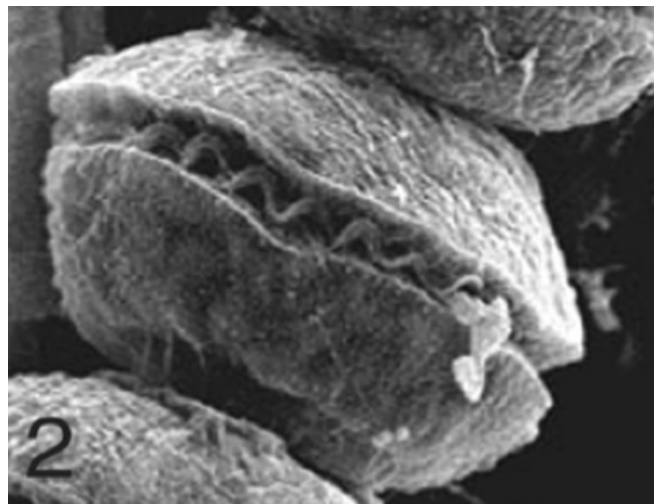


Фиг.7.1.*Pseudosolenia (Rhizosolenia) calcar-avis* (<https://www.io-warnemuende.de/algal-blooms-at-heiligendamm-2015.html>) ; 2.*Phaeocystis pouchetii*, ([https://www.researchgate.net/publication/223720762\\_The\\_taxonomic\\_identity\\_of\\_the\\_cosmopolitan\\_prymnesiophyte\\_Phaeocystis\\_A\\_morphological\\_and\\_ecophysiological\\_approach/figures?lo=1](https://www.researchgate.net/publication/223720762_The_taxonomic_identity_of_the_cosmopolitan_prymnesiophyte_Phaeocystis_A_morphological_and_ecophysiological_approach/figures?lo=1))

Отнася се към кремъчните водорасли и вероятно е пренесен чрез баластни води на кораби, идващи от субтропичните и умерените зони на Атлантическия и Тихия океан. Понастоящем, видът е трайно установен и един от масовите фитопланктонни видове през летните месеци край българските брегове. Средният принос на този вид в общата биомаса на фитопланктона (без пикопланктона) може да достигне до 94 %, при максимален дял от 99 %. Прилагането на т.нар. анализ на основните компоненти (PCA) показва, че разпространението на *P. calcar-avis* е свързано с увеличаване на концентрациите на фосфор и силиций във водната среда (Silkin et al, 2018).

Инвазивният вид *Phaeocystis pouchetii* (Фиг.7.2) е регистриран в цъфтежни концентрации не само в края на 80-те и началото на 90-те години, но и през интервала 2000–2010 г. Масовото развитие на този вид се свързва с образуване на специфична пяна, която запушва хрилете на рибите, с промяна в цвета на водата и негативни последици върху туризма (Moncheva et al, 1995, IA, 2013).

Сред установените инвазивни видове се отнася и токсичният вид *Alexandrium monilatum* (Фиг. 8), регистриран в български води през септември 1991 г (Moncheva et al, 1995), но наблюдаван и през следващите години (Moncheva et al., 2001; Nesterova et al, 2008).



Фигура 8. Единична клетка на *A. monilatum* (SEM, [https://naturalhistory2.si.edu/smsfp/irlspec/Alexan\\_monila.htm](https://naturalhistory2.si.edu/smsfp/irlspec/Alexan_monila.htm))





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



*A. monilatum* е крайбрежен и естуарен фитопланктонен вид, типичен за топлите тропически води, установен е както в източната част на Тихия океан, така и в западната част на Атлантическия океан. Видът е широко разпространен в Мексиканския залив и Карибско море (Ray & Aldrich, 1967), а покрай крайбрежието на Флорида са установени количества от около 106 кл/литър (Norris, 1983).

*A. monilatum* се отнася към групата на динофлагелатите, при които се наблюдават значителни колебания в числеността на популацията. При високи концентрации и формиране на „цъфтежи“ от този вид, във водната среда се отделя т.нар. „ихтиотоксин“ (гониодомин-А), с хемолитични и невротоксични свойства, който може да причини смърт при рибите. Вторичните токсични вещества, произведени от този фитопланктонен вид, включват сакситоксини и гонявтоксин (Hsia et al, 2006). Токсичните приливи, причинени от този вид, предизвикват масова смъртност (мор) сред рибните популации, а подобни явления са наблюдавани покрай бреговете на Флорида и Венецуела (Gates & Wilson, 1960; Ray & Aldrich, 1967).

Счита се, този вид динофлагелата не причинява смъртност при възрастните черупчести мекотели, но намалява усвояването на хранителните вещества и води до увеличаване на смъртността при ларвите (May et al., 2010). Изследване на Harding et al (2009), обаче, показва значителна смъртност при хищните гастроподи *Rapana venosa* по време на цъфтежи на *Alexandrium monilatum*. Смъртността на рапаните е била предшествана от външни признаци на стрес, включително намалена вентилация, невъзможност за закрепване към твърди субстрати и др. Високи концентрации на гониодомин-А (токсин, продуциран от *A. monilatum*), се наблюдават и при двучерупчестите животни, прикрепени като обрастватели към черупките на рапаните. Смъртността при рапаните е достигнала – 100 %, но при други зообентосни видове – *Crassostrea virginica* и *Mercenaria mercenaria* не се регистрира повишаване на смъртността. Симптомите, проявени от рапана за 24-48 часа преди смъртта, са показателни за парализа и следват времевия ход, документиран при други видове мекотели, изложени на действието на токсичния вид *A. monilatum*.

Към момента, въпреки съобщенията за цъфтежни концентрации по българското Черноморие (Moncheva et al, 1995, 2001), няма данни за токсични събития, дължащи се на вида *A. monilatum*. Наблюдават се главно промени в оцветяването на водата, особено в края на лятото, както и изменения в състава на фитопланктонното съобщество (Moncheva & Kamburska, 2002; Moncheva et al, 1995, 2001).

Натискът на екзотичните видове фитопланктон в пелагиала се илюстрира чрез таксономични и функционални изменения във фитопланктонното и зоопланктонното съобщества и промени в хранителната верига. Цъфтежите на динофлагелатите *Gymnodinium uberrimum* и *Alexandrium monilatum* поддържат отношението на биомасата на *Bacillariophyceae/Dinophyceae* в еутрофни нива (Moncheva & Kamburska, 2002). В периода на най-високи числености, алохтонните динофлагелати формират повече от половината от числеността и над 70 % от биомасата в сравнение с доминантните местни видове, а видът



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



*Phaeocystis pouchettii* – може да допринася за >50 % от биомасата на *Prymnesiophyceae* (Moncheva & Kamburska, 2002).

През последните години, чуждите видове фитопланктон се характеризират с относително ниски числености и биомаси (Тодорова и съавтори, 2017), а основната група от чуждите видове фитопланктон са представители на клас *Dinophyceae* и единични представители на класовете *Bacillariophyceae*, *Cryptophyceae* и *Dictyochophyceae* (Тодорова и съавтори, 2017). Тези автори, отбелязват, че съотношението на чужди към местни фитопланктонни видове по хабитати в сезонен аспект, показва по-високи стойности на числеността и биомасата на чуждите видове в крайбрежния хабитат през пролетта, лятото и есента, в сравнение с открито море. През зимата се наблюдава обратната тенденция – относително по-високи стойности на количествените параметри на фитопланктона в открито море, които намаляват към брега. Процентното отношение на чуждите видове фитопланктон е най-високо през летния сезон, както по численост, така и по биомаса.

Степента на биологично замърсяване в българската акватория на Черно море според специфичния индекс за замърсяване с биоконтаминанти е оценена на умерена до силна през периода 2015-2016 г. по отношение на фитопланктона (Тодорова и съавтори, 2017).

## 2.2. Зоопланктон

Зоопланктонът е хетерогенна, нетаксономична група с възлови функции в пелагичните екосистеми. Според размерите на организмите, зоопланктонът се разделя на микрозоопланктон (< 0.2 mm), мезозоопланктон (0.2 – 10 mm) и макрозоопланктон (>10 mm). Зоопланктонът е основен консуматор на фитопланктонната продукция (от страна на т.нар. растителнояден филтриращ зоопланктон), но към групата се отнасят и хищници от I и II порядък, които контролират други хетеротрофни звена в морската хранителна верига – бактерии, микрозоопланктон и растителнояден мезозоопланктон. Зоопланктонът е свързващото звено между пасищната и микробиалната хранителна верига в усвояването на новосинтезираната и разпадаща се органична материя.

Към групата на хищния макрозоопланктон (желеобразен зоопланктон) принадлежат главно два животински типа: *Cnidaria* и *Stenophora*, които се отличават с високо съдържание на вода (> 95 %) и желеподобна консистенция на тялото. Към групата на ктенофорите принадлежи силно инвазивният вид *Mnemiopsis leidyi*. При благоприятни условия, тези организми могат да формират извънредно високи числености в новозаетите територии. *M. leidyi* е консуматор на мезозоо – и ихтиопланктон и конкурент на зоопланктоноядните риби по отношение на храненето, ето защо е в състояние да влияе върху състоянието на рибните запаси. **Масовото развитие на инвазивния желеобразен макрозоопланктон дава негативно отражение върху индустрията, в областите – аквакултури, рибарството и крайбрежен туризъм. В Черно море, икономическите загуби в сферата на риболова, причинени от инвазията на *M. leidyi*, се**



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



оценяват на стотици милиони долара (Knowler, 2005).

Освен *M.leidy*, към масово разпространените интродуцирани зоопланктонни видове в Черно море през последните 30 години се отнасят – ктенофората *Beroe ovata*, както и копеподата *Oithona davisae*. Във връзка с т.нар. процес на „Медитеранизация“ на Черно море се появяват и съобщенията за други нови, редки видове зоопланктон – като сцифомедузата *Chrysaora hysoscella* и ктенофората *Bolinopsis vitrea* (Ozturk et al., 2011), които не са масово разпространени. Доколкото през последните 5 години няма нов регистриран чужд вид зоопланктон в Черно море, явно по отношение на индикатора „брой нови чужди видове“ може да се говори за подобро състояние за зоопланктонното съобщество (Тодорова и съавтори, 2017).

**Интродукцията на вида *Mnemiopsis leidyi* има доказан отрицателен ефект върху Черноморската екосистемата, т.е. това е типичен инвазивен вид и обект на настоящото проучване.**

Видът *M. leidyi* е установен в Черно море през 1982 г. (Переладов, 1988), по-късно Зайцев и съавтори (1988) идентифицират вида като *Mnemiopsis mccradyi* (Mayer). Виноградов и съавтори (1989) описват вида отново като *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz) и тази видова идентификация е потвърдена от Harbison & Volovik (1993, 1994). В български води, видът е открит и описан от Консулов (1989, 1990).

Първите данни за интензивно развитие на *M. leidyi* и съпътстващите изменения в структурата на зоопланктонното съобщество са получени за северозападната част на Черно море (Шушкина и Мусаева, 1990 а, б; Шушкина и съавтори, 1990). Изследванията показват, че при биомаса на ктенофората от порядъка на  $5 \text{ kg.m}^{-2}$  се регистрира понижение на количеството на веслоногите ракообразни *Copepoda* с 2 – 3 пъти, на четинкочелюстните червеи *Sagitta setosa* с > 10 пъти, а на медузата *Aurelia aurita* – с около 3 пъти. Така, в началото на 90-те години делът на желеобразните видове в общата биомаса на планктона достига 99 %, като ктенофорите потребяват дневно 40 % от биомасата на зоопланктона. Тези стойности (консумация на зоопланктона и процентно участие в общата биомаса) са показателни за силен натиск на инвазивния вид върху екосистемата. Ктенофорите могат да консумират дневно до 74 % от числеността на ихтиопланктона и по този начин повлияват попълването на рибните запаси (Цихон – Луканина и съавтори, 1993).

Вертикалното разпределение на ктенофорите през лятото е ограничено в повърхностния слой, но през есента възрастни екземпляри се установяват в зоната под термоклина (Виноградов и съавтори, 1992 б). Във връзка с характерното вертикално разпределение на *M. leidyi*, най-силен ефект от развитието на ктенофорите изпитват организмите, обитаващи повърхностния, добре прогрят 25-метров слой.

Niermann & Greve (1995) съпоставят колебанията на доминиращите зоопланктонни видове в Черно море, Северно и Балтийско море и установяват сходството в динамиката на зоопланктона като допускат, че то е породено от



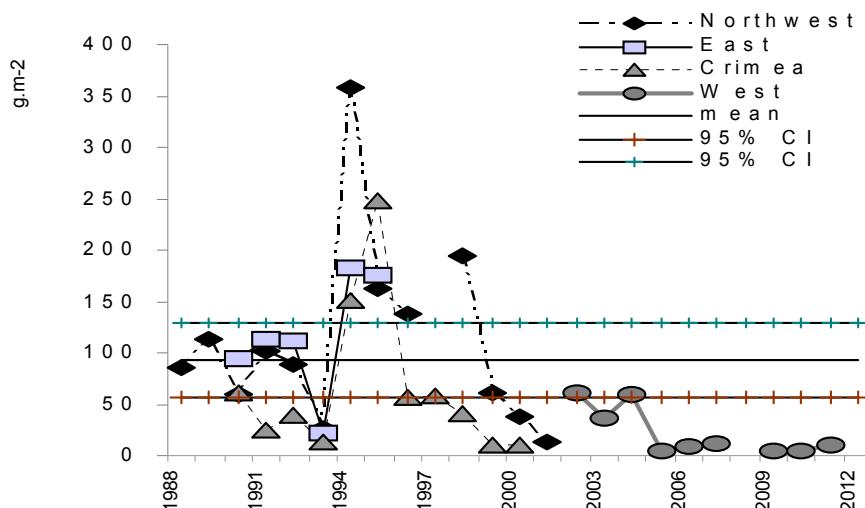
МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



промени в климатичните условия поради добре изразени положителни колебания на Северно Атлантическите Осцилации (NAO) в началото на 90 - те години. Shiganova (1997) излага твърденето, че понижаването на запаса на хамсия в Черно море в края на 80-те години е обусловено от преулов на този вид риба и е една от основните причини за формиране на популационен пик на ктенофорите. Niermann et al. (1999) и Niermann (2004) подчертават комплексното значение на факторите: антропогенна еутрофикация, преулов на запаса на хамсия и промени в хидрологичния режим за появата на внезапния пик в числеността на *M. leidyi* в Черно море.

В западната част на Черно море, динамиката на количеството на *M. leidyi* е изследвана в началото и края на 90- те години и през периода 2002-2010 г. (Bogdanova & Konsulov, 1993; Konsulov & Kamburska, 1997, 1998; Kamburska et al., 2003; Kamburska & Stefanova, 2005; Kamburska et al., 2005, Михнева, 2011). **Konsulov (1999) открива в български води друг нов вид, представител на тип Stenophora - *Beroe ovata*. Счита се, че инвазията на този вид е трофично обусловена, поради масовото развитие на *M. leidyi* (Konsulov & Kamburska, 1998). Добре е проследено влиянието на *Beroe ovata* върху числеността на *M. leidyi* (Konsulov & Kamburska, 1998; Konsulov, 1999; Kamburska et al., 2003; Kamburska, 2004; Камбурска, 2004; Kamburska et al., 2005). Във връзка с масовото развитие на *B. ovata* в южната част на Черно море е отбелязано известно понижение на биомасата на *M. leidyi* до  $12 \text{ g.m}^{-2}$  през лятото на 1999 г. (Kideys&Romanova, 2001, Kamburska et al. (2005).**

Многогодишните данни относно биомасата на *M. leidyi* в северозападната, западната и източна части на Черно море и пред Кримския полуостров през периода от 1988 - 2011 г., свидетелстват за значителна вариабилност (Фиг. 9).







МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Фиг. 9. Динамика на средната годишна биомаса на *M. leidyi* (g.m<sup>-2</sup>) в северозападната, западна и източна части на Черно море и пред Кримския полуостров. (Средна стойност на биомасата за 1988-2000 г. (n=13) и 95 % доверителен интервал). (Данни за 1988 - 2001 г. - Grishin et al., 2007; 2002 - 2011 г., Михнева, 2011).

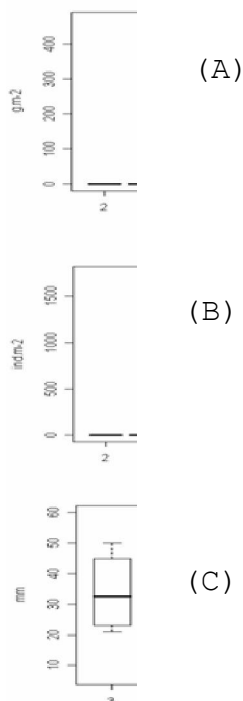
В северозападната и източната части на Черно море средната многогодишна биомаса на *M. leidyi* достига близки стойности, съответно 112.53 g.m<sup>-2</sup> и 116.39 g.m<sup>-2</sup>, а пред Кримския полуостров биомасата достига 64.81 g.m<sup>-2</sup>. Усреднената биомаса в тези райони за периода 1988 - 2000 г. възлиза на 93 g.m<sup>-2</sup>. В северозападната част на Черно море, през 1994 г., е регистрирана максималната средногодишна биомаса на *M. leidyi* - 357.6 g.m<sup>-2</sup>. В западната част на Черно море (пред българския бряг на Черно море), средната биомаса на *M. leidyi* достига 33.84 g.m<sup>-2</sup> през интервала до 2010 г.

Като цяло, многогодишните колебания на биомасата на *M. leidyi* следват сходна динамика в различните региони на Черно море с обособени **два цикъла - първи максимум на биомаса/численост през 1988 - 1990 г.** (или начален етап на колонизация) и **последващ през 1994 - 1998 г.** Т.е, въпреки стабилизирането в ръста на популацията през 1991 - 1993 г., в средата на 90 - те години концентрацията на *M. leidyi* нараства значително, следвайки цикличен модел на динамика. **След 2005 г. има ясно изразена насока на понижение на биомасата на вида.**

Изследванията върху месечната динамика на ктенофорите показват предимно **августовски пик в месечното разпределение на биомасата и числеността на *M. leidyi*** докъм 2010 г. (Фиг. 10 А., В).



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Фигура 10. Box - plots: Месечна динамика на биомасата ( $\text{g.m}^{-2}$ ) (А), числеността ( $\text{ind.m}^{-2}$ ) (В) и средния размер на индивидите (mm) (С) в популацията на *M. leidy* в западната част на Черно море до 2010 г. (С червени линии е обозначен периода на най-интензивно развитие на *M. leidy*).

Летният максимум в количеството на *M. leidy* се формира по време на активна репродукция и средният размер в популацията достига ниска стойност ( $L < 20 \text{ mm}$ ) (Фиг. 10. С). Обобщените данни пред българския бряг, сочат че средният размер на индивидите в популацията възлиза на 32.2 mm, с максимална стойност – 47.3 mm през м. май, преди началото на лятното размножаване.

До 2010 г. максималната численост на *M. leidy* пред българския бряг не превишава  $1800 \text{ ind.m}^{-2}$ , а в северозападната част на Черно море може да достигне –  $7300 \text{ ind.m}^{-2}$ , а максималните стойности на биомасата възлизат на  $620 \text{ g.m}^{-2}$  и  $471 \text{ g.m}^{-2}$  – съответно в северозападната и западната части на Черно море. Следва да се отчете значителната сезонна вариабилност на числеността на *M. leidy* и високия натиск върху екосистемата през лятно-есенните месеци.

След 2010 г., *M. leidy* се среща предимно в посока от вътрешния шелф към зоните на дълбоководния епипелагиал (Anninsky et al., 2019). Въпреки отделните локални натрупвания (до  $325 \text{ g.m}^{-2}$ ), биомасата на вида обикновено



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



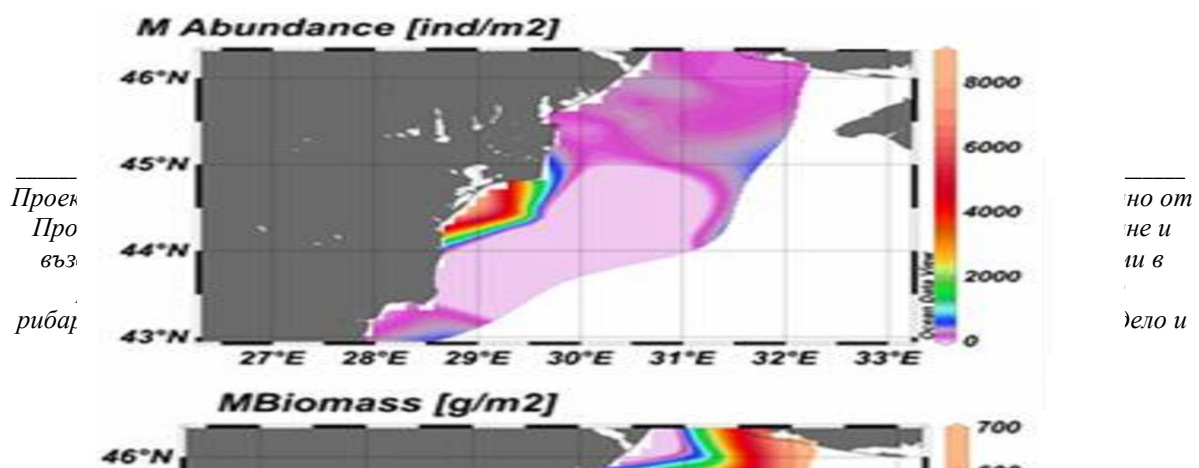
не надвишава  $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ , а в откритите морски райони тя достига средно  $26-48 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ . Най-вероятните стойности на биомаса са около  $9-13 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ . Изобилието на *M.leidy* се увеличава към източната част на морето, където в редки случаи достига  $70 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ . Популацията е доминирана от малки ктенофори (79 % от индивидите са с размер  $<15 \text{ mm}$ ); а големи екземпляри от ранното лятно поколение (50–70 mm) се откриват поединично, основно в дълбоководните райони. Тази размерно-възрастова структура на популацията на *M.leidy* може да бъде резултат от по-късна активна репродукция (напр. след м. октомври), както и да се дължи на засилена консумация на големите екземпляри от страна на ктенофората *B.ovata* (Anninsky et al., 2019).

### Пространствено разпределение на *M.leidy*

Наблюденията в южната част на Черно море през 90-те години установяват висока концентрация на *M. leidy* в крайбрежните части и по периферията на Основното Черноморско Течение (ОЧТ) (Kideys & Romanova, 2001). Съответно, в центъра на циклоналните завихряния, както и в зони на ъпвелинг се наблюдават ниски концентрации на ктенофори и медузи. Anninsky et al. (1998) не откриват съществени различия в разпределението на биомасата на ктенофорите между областите на циклонални и антициклонални завихряния на водата и зоните на конвергенция по време на изследвания през есента на 1996 г.

Според Гришин (2000) важен фактор, влияещ върху хоризонталното разпределение на *M. leidy* в Черно море, освен температурата на водата и теченията, е концентрацията на хранителния мезозоопланктон. Авторът уточнява, че механизмът, по който се реализира действието на основните фактори е различен в различните части на Черно море, поради което при изследване на пространствената динамика следва да се отчитат конкретните условия на региона. Например, в дълбоководните части на Черно море популацията на *M. leidy* зависи от притока на организми от прибрежните райони, докато в крайбрежието разпределението на биомасата на ктенофорите най-силно зависи от температурата и наличието на храна. Mutlu (1999) обяснява нарастването на числеността на ктенофорите в крайбрежните райони през лятото с въздействието на фактори като по-висока температура и еутрофикация на водата.

При изследвания върху обширен регион от северозападната част и западната част на Черно море и обхванати шест профила – пред украински, румънски и български води се установи, че *M.leidy* образува плътни струпвания с висока численост в отделни участъци, които граничат със зони с извънредно ниска численост, а разликата в численостите между две подобни зони може да достигне 30 – 400 пъти (Фиг. 11).





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



(А)

(В)

Фиг. 11. Пространствено разпределение на числеността ( $\text{ind.m}^{-2}$ , А) и биомасата ( $\text{g.m}^{-2}$ , В) на *M. leidyi* в западната и северозападната част на Черно море през летните месеци на 2004 г.

Така например, в близост до устието на р. Дунав максималната численост на *M. leidyi* достигна  $7000 \text{ ind.m}^{-2}$  ( $\sim 730 \text{ ind.m}^{-3}$ ), а в прилежащите райони числеността едва превишава  $15\text{--}50 \text{ ind.m}^{-2}$  ( $1\text{--}5 \text{ ind.m}^{-3}$ ) (Фиг. 11.А). В пространствен аспект максимумите на числеността и биомасата на *M. leidyi* не съвпадат, а високите биомаси се разполагат близо до 20-метровата изобата и по-откритоморските части, докато максимумът на числеността се наблюдава при естуарни условия.

#### Структура на съобществото, ефект върху мезозoopланктона

*M. leidyi* е доказано инвазивен вид, който променя структурата и функционирането на съобществата в новозаетата от него черноморска екосистема (Konsulov & Kamburska, 1998, Prodanov et al., 2001, Камбурска 2004, Михнева 2011). В екологичен аспект масовото развитие на вида предизвиква трофични каскади, тъй като той влияе върху числеността и състава, както на вторичните консументи (директно въздействие), така и индиректно на първичните продуценти в хранителните вериги (Daskalov, 2002).

Прекият ефект от интензивното развитие на *M. leidyi* върху мезозoopланктона е определен при наблюдения във Варненския залив, през период, когато концентрацията на ктенофрите достига  $309 \text{ g.m}^{-2}$  ( $50 \text{ g.m}^{-3}$ ) (Фиг. 12). Установи се отрицателна корелация между биомасата на *Mnemiopsis*

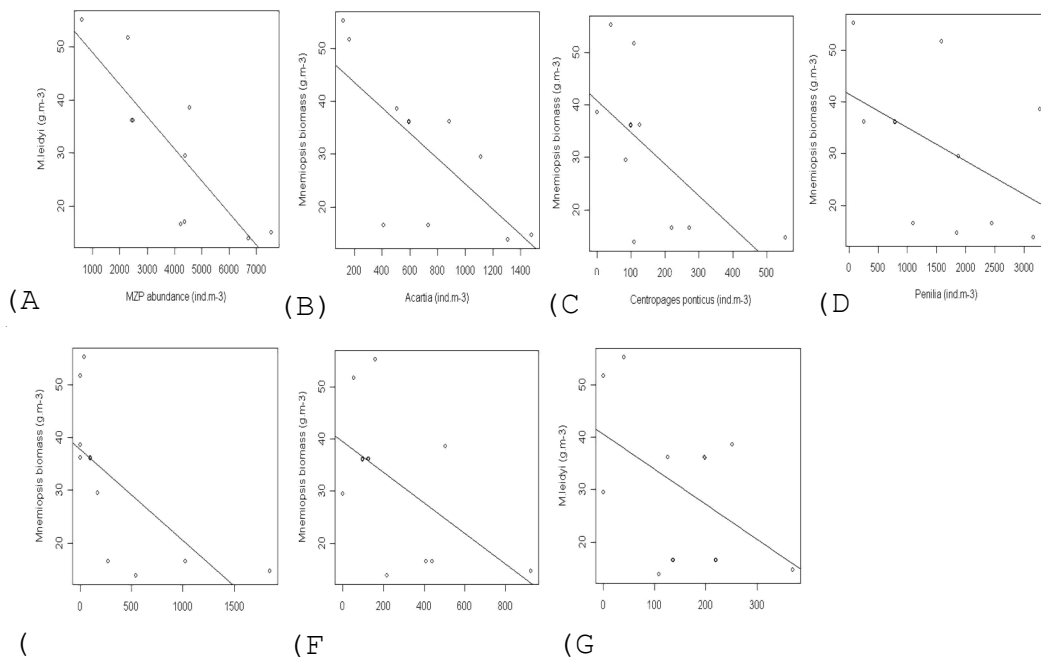




МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



*leidyi* и числеността на мезозoopланктона ( $R^2 = 0.84$ ;  $p = 0.03$ ), като максималното количество потребена храна достигна 33 % и средно – 19 % от дневната биомаса на мезозoopланктона.

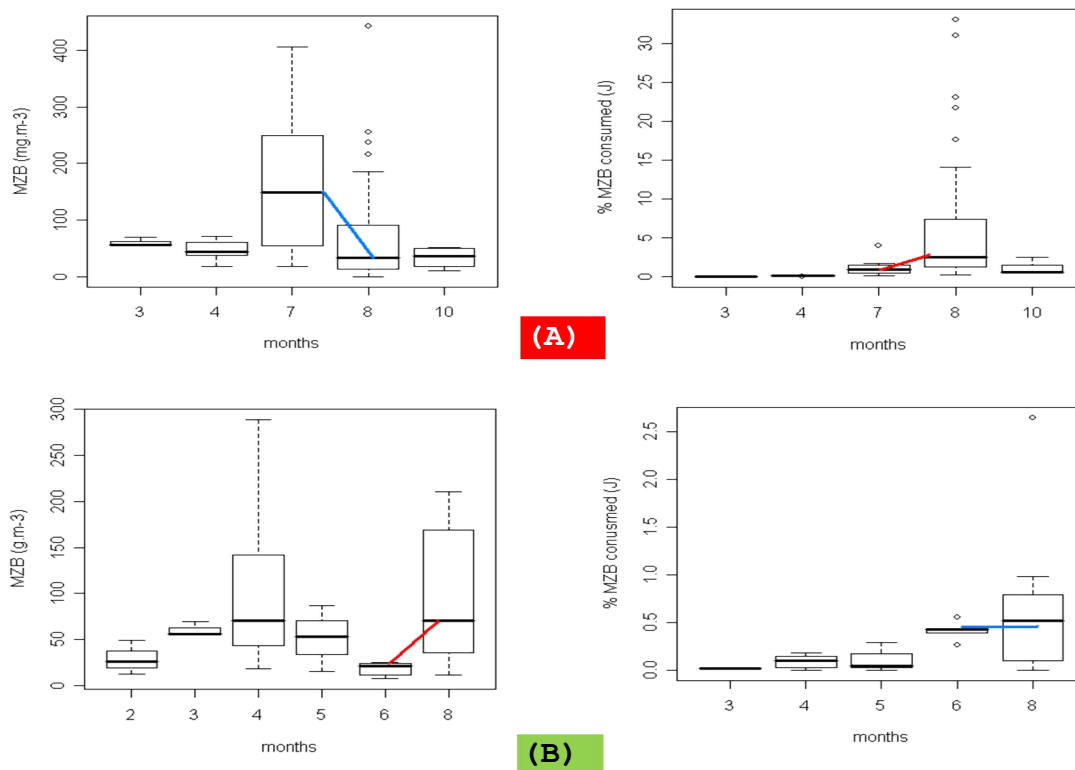


Фигура 12. Зависимости между биомасата на *Mnemiopsis leidyi* ( $\text{g.m}^{-3}$ ) и общата численост на мезозoopланктона ( $\text{ind.m}^{-3}$ ) (A), и на *Acartia clausi* (B), *Centropages ponticus* (C), *Penilia avirostris* (D), *Cirripedia larvae* (E), *Lamellibranchia veliger* (F), *Gastropoda veliger* (G) във Варненски залив през лятото на 2003 г.

Добре изразен негативен ефект ( $p < 0.05$ ) е установен върху числеността на следните ракообразни представители на зоопланктона: *Acartia clausi* ( $R^2 = 0.51$ ), *Centropages ponticus* ( $R^2 = 0.37$ ), *Penilia avirostris* ( $R^2 = 0.21$ ), както и върху меропланктонните ларви: *Cirripedia cypris* ( $R^2 = 0.45$ ), *Lamellibranchia veliger* ( $R^2 = 0.28$ ), *Gastropoda veliger* ( $R^2 = 0.26$ ) (Фиг. 12., В – G). В рамките на пет дни от формирането на "цъфтежа", биомасата на мезозoopланктона намалява с 10 пъти, а последиците за зоопланктонното съобщество включват – обедняване на видовия състав на мезозoopланктона и отсъствие на *Centropages ponticus*, на представители на *Cladocera* от род *Evadne* и ларви на *Decapoda* на изследваните станции. Настъпват структурни промени в състава на мезозoopланктона, като делът на *Acartia clausi* в общата биомаса се понижава с 3 пъти, на *Gastropoda veliger* – с повече от 2 пъти, а на *Lamellibranchia veliger* – 2 пъти.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Фигура 13. Месечна динамика на мезозоопланктонната биомаса ( $\text{mg.m}^{-3}$ ) и потребление на мезозоопланктона (% от биомасата в J) в западната част на Черно море **при интензивно развитие на ктенофората (А) и при ниска биомаса на ктенофората през последните години (В)**. (С червена линия е посочено повишението на стойностите през м. август, а със синя – понижение, или сходни нива).

Месечният максимум на мезозоопланктонната биомаса се регистрира обичайно през м. юли, а през август количеството може да се понижи с 41 – 64 %, (Фиг. 13. А), поради увеличеното потребелние от страна на топлолюбивите зоопланктоноядни хищници – ктенофората *M. leidyi* и хамсията *Engraulis encrasicolus*.

До 2010 г., потреблението на мезозоопланктона може да достигне висока стойност във Варненския залив – 33 % от дневната биомаса, а в открито море, най – значително потребление – 14.13 % е установено пред н. Калиакра. Средното потребление на зоопланктона през лятото пред н. Галата достига 1.44 %, но локалното потребление може да се повиши до 6.45 % от мезозоопланктонната биомаса. Консумацията на мезозоопланктона пред н. Емине показва сходни стойности – 1.4 %, а пред Черни нос потреблението на



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



зоопланктона е по - високо - 2.85 %, но наблюденията в този регион са с най - ниска честота на провеждане.

Към 2006 г. е установена добре изразена тенденция на понижаване на зоопланктонофагията на *M. leidy*, а лятната биомаса на мезозоопланктона нараства. Средното потребление на мезозоопланктона от страна на хищната ктенофора *M.leidy* достига ~ 6 % през летните месеци до 2004 г. и намалява <1 % след 2006 г. Счита се, че скорост на хищничество на ктенофорите по - ниска от 10 % дневно не води до съществена редукция на зоопланктонната биомаса, във връзка с факта, че относителната скорост на продуциране на мезозоопланктона възлиза на 10 % дневно (Purcell et al., 1993).

Зоопланктонофагията на *M. leidy* може да достигне достатъчно високи стойност само в отделни региони в северозападната и западната части на Черно море, така че да предизвика понижение на количеството на хранителния зоопланктон, напр. - в близост до делтата на р. Дунав, в заливните акватории и в отделни случаи - пред н. Калиакра пред българския бряг (където се наблюдават случаи на локално увеличение на биомасата на *M.leidy*). След 2006 г., лятното потребление се понижава < 1 % от мезозоопланктонната биомаса, а намалената хищническа преса е съпроводена с повишаване на биомасата на мезозоопланктона. Въпреки тенденцията на повишаване, биомасата на хранителния мезозоопланктон остава по - ниска от средната стойност през 1960 - 1976 г. - 267.37 mg.m<sup>-3</sup> (Димов, 1960, 1966; Консулов, 1974, 1976, 1986).

Последните изследвания (Тодорова и съавтори, 2017), потвърждават тенденцията на намаляване на количествата на инвазивната ктенофора *M. leidy*, докато за вида *B. ovata* се отчита обратен тренд.

Друг нов мезозоопланктонен вид е копелодата *Oithona davisae*, открит първоначално в Севастополския залив през 2001 г. и описан като *Oithona brevicornis* (Gubanova and Altukhov 2007). По-късно Temnykh & Nishida (2012) преоценяват идентификацията на вида и го определят като *Oithona davisae* (Ferrari and Orsi, 1984). Видът *O. davisae* е открит за пръв път пред българския бряг през м. септември 2009 г. и е установен както във Варненския залив и Варненско езеро, така и в крайбрежието пред н. Галата. Пред българския бряг, до момента *O. davisae* е сезонно развиващ се вид, застъпен през интервала от юни до ноември. От юли към август/септември може да се наблюдава рязко увеличение на количеството на *O. davisae*, като за период от около два месеца концентрацията на вида може да нарастне ~ 31 пъти. Висока численост на вида от порядъка на - 200000 ind.m<sup>-3</sup> е отбелязана през есента на 2015 г (Тодорова и съавтори, 2017). Подобен модел на месечна динамика - доминиране на вида през лятото и есента е установен и в Севастополския залив, където *O. davisae* може да формира до 97 % от количеството на мезозоопланктона (Gubanova & Altukhov, 2007). Като се отчитат високите концентрации, които *Oithona davisae* формира в естествените хабитати, явно е че видът става доминантен в заливните региони през топлите



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



месеци и формира по-висока численост от тази на местните форми зоопланктон. *O. davisae* не потребява фитопланктон, а е хищен вид със значителен принос при потреблението на микрозоопланктона (които от своя страна е потребител на фитопланктона), така че развитието на *O. davisae* може да способства за увеличаване на първичната продукция. *O. davisae* се отнася към групата на дребния мезозоопланктон, който от своя страна служи като хранителна база на зоопланктоноядните видове риби, медузи и ктенофори. Към момента **не са известни негативни последици от развитието на неместния вид *O. davisae***, ето защо не е включен в листа на инвазивните видове, въпреки масовото развитие през топлите месеци.

### 2.3. Фитобентос

Фитобентосът включва няколко групи макроскопични, многоклетъчни, морски водорасли – *Rhodophyta* (червени), *Phaeophyta* (кафяви) и *Chlorophyta* (зелени водорасли). Макрофитите създават органична материя, с която започва цикълът на трансформация на вещества и енергия чрез трофичните вериги в крайбрежните зони. Освен хранителни източници и кислород, фитобентосът осигурява местообитания на множество морски организми (Hemminga и Duarte, 2000), при голямо разнообразие от населяващите ги безгръбначни животни – ракообразни, гастроподи, прешленести червеи (анелиди) и насекоми (Jannson, 1967; Kraufvelin et al., 2006).

**Пълният списък на черноморската макрофлора идентифицира 332 вида**, сред които – 75 кафяви (*Heterokontophyta*), 80 зелени (*Chlorophyta*), 169 червени водорасли (*Rhodophyta*) и 7 вида висши растения (*Magnoliophyta*), включително морски тревы (*Milchakova, 2011*). Видовото разнообразие на фитобентоса е почти 4 пъти по-малко спрямо Средиземно море, поради уникалните фактори на околната среда в Черно море – ниска соленост, висока еутрофикация и студени зими, през които морската повърхност в северозападната част и други области се покриват с лед (*Milchakova, 2011*). Стандартно при пробонабиране в северозападната и западната части на Черно море около ~50 фитобентосни видове (*Joint Black Sea Surveys, 2016*). Най-голям брой видове имат червените водорасли от рода *Polysiphonia*, зелените водорасли от рода *Cladophora* и *Ulva* (*Milchakova, 2011*).

Броят на видовете в източната част на морето е близо два пъти по-голям от броя в западната (*Milchakova, 2011*). Видовото разнообразие на фитобентоса е най-богато по украинското и турското крайбрежие, тъй като и бреговете им линии са два пъти по-дълги от тези на други черноморски страни. По-голямата част от червените водорасли се откриват близо до турското крайбрежие, докато зелените водорасли са най-често в близост до румънския бряг, а кафявите водорасли се срещат най-вече по крайбрежните зони на Русия и Украйна.





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



За прибрежната зона на Черно море са характерни липсата на приливни явления, а литоралът се разделя на **супралиторална, псевдолиторална и сублиторална зони**. Основни описания върху фитобеносните съобщества в отделните зони са представени от Milchakova (2011). Супралиторалната зона е разположена над морското равнище, но бива заливана от морски води само при вятър или силна буря. Супралиторалните макроводорасли не са много разнообразни, през зимата те са съставени предимно от - *Nemalion*, *Bangia* и *Scytosiphon*, а през пролетта и лятото - от представители на *Cladophora* и *Ulva*. В псевдолиторалната зона, ветровете могат да оголят тясна ивица от морското дъно, тук се срещат фитобентосните видове - керамиум, кладофора, диктота, улва и други водорасли. Сублиторалната зона, от своя страна се подразделя на горен, среден и долен сублиторал. Съобществата от малки нишковидни и храстовидни водорасли - зелени, червени и кафяви са характерни за горния сублиторал - преобладават многобройни видове *Ulva*, *Cladophora*, *Ceramium*, *Dictyota* и *Polysiphonia*. Големите кафяви водорасли като *Cystoseira barbata*, *C. crinita* и смесените съобщества, които включват зеленото водорасло *Ulva spp.*, преобладават в средната сублиторална зона. Фитоценозите на червените водорасли *Phyllophora crispa* и зелените водорасли *Codium vermilara* често се срещат в долната сублиторална зона.

Milchakova (2011) подчертава, че през последните десетилетия макрофлората на Черно море се променя в отговор на многообразните антропогенни въздействия и глобалните климатични промени. Това води до промени във флористичното разнообразие и случайното въвеждане на екзотични видове. Наблюдава се появата на нови термофилни организми, които преди не са били известни в басейна на Черно море. Milchakova (2011) установява, че броят на видовете *Cladophora*, *Cystoseira*, *Gelidiella*, *Polysiphonia* и *Sargassum* в Черно море е почти удвоен през последните години; като 15 вида макроводорасли и 1 вид морска трева са класифицирани като екзотични видове. Например видът *Cymodocea nodosa* е открит през последното десетилетие в близост до турското крайбрежие. Въпросът кога за пръв път екзотични видове са открити сред макрофитите на Черно море, засега няма точен отговор. Ако се приеме, че средиземноморските „мигранти“ навлизат в Черно море не само поради антропогенните дейности, но и чрез общия обмен на морска вода, следва да се очаква по-нататъшно въвеждане на видове с Босфорския вток, взаимодействащ с регионалните крайбрежни течения. Освен имигранти от Средиземно море, сред флората на морските водорасли в Черно море се откриват и нови каспийски видове. Например, видовете *Ectocarpus caspicus* и *Laurencia caspica* са докладвани по северното и западното крайбрежие на Черно море (Milchakova, 2011). Т.е. **разнообразието на черноморската флора се увеличава или чрез т.нар „медитеранизация и тропикализация“ на Черно море, или чрез случайно въвеждане на каспийски видове**. Вероятно разнообразието от жизнени цикли, специалната морфоструктура, способностите за фрагментация на талуса и за секреция на пасищно-инхибиращи вещества, характерни за



макроводораслите като цяло, и по-специално на топловодния комплекс, ще допринесе за нашествието на нови видове в Черно море (Milchakova (2011)).

Към дълготрайно установените неместни видове се отнасят:

- ***Cystoseira barbata*** – навлязъл от Средиземно море. Кафявото, подобно на храст водорасло е разпространено по каменните брегове. Съдържа йод и се използва във фармацията и козметиката.
- ***Corallina officinallis*** – Клетъчните му стени са импрегнирани с калциев карбонат. Видът се отнася към червените водорасли. Вероятният му произход е Средиземно море.
- ***Gelidium latifolium*** – Отново представител на червените водорасли, отново с произход Средиземно море. Обикновено се среща по сенчести и стръмни скали. Един от източниците на сурови материали за производство на агар (изкуствена хранителна среда).
- ***Desmarestia viridis*** – вид кафяви водорасли, срещани по целия свят. Светлокафявият талус е деликатен, с форма на диск. Той освобождава сярна киселина при увреждане, унищожавайки себе си и близките водорасли в процеса. Срещат се в плитки приливни области.

Към неместните видове се отнасят – *Achnanthes pseudogroenlandica*, *Fogedia finmarchica*, *Vaucheria dichotoma*, *Polysiphonia fucoides*, *Hildenbrandia canariensis*, *Erythrocladia irregularis*, *Cladophora hutchinsiae*, *Acrochaetium rosulatum* и др. (Black Sea commission: NIS species list).

Характерно за Черно море е формирането на обширно „филофорното поле на Зернов“ – уникален природен феномен в Северозападната част на Черно море, с висока концентрация на макрофитни, при преобладаващо присъствие на червени водорасли от семейството *Phyllophoraceae*. „Полето на Зернов“ е важно местообитание за много видове безгръбначни и риби, а състоянието на филофорното поле е показател за състоянието на екосистемата в цялата северозападна част на Черно море. През последните години съобществата на филофора се заменят с фини, разклонени нишковидни водорасли – *Polysiphonia sanguinea*, *Feldmannia neregularis*, *Desmarestia viridis*. През 2004 и 2006 г. в „Полето на Зернов“ са отбелязани четири нови вида: ***Rhizoclonium tortuosum***, ***Callithamnion corymbosum***, ***Desmarestia viridis***, ***Polysiphonia sanguinea***, от които последните два са широко разпространени (Minicheva, 2007).

Арктическият бореален неместен вид в Черно море – *Desmarestia viridis* и бореалните видове – *Polysiphonia sanguinea* стават масови видове още от началото на 90-те години (Minicheva, Eremenko, 1992).

През пролетта на 2015 г. в северозападната част на Черно море (Украйна, Одеския залив) е открит и нов вид кафяво водорасло – ***Chorda tomentosa*** Lyngb. 1819 (Фиг 14, Minicheva, 2015). Този вид кафяво водорасло е нашественик в Черно море и единствен представител на Laminariales Mig. 1909 г. (Minicheva, 2015). Родът *Chorda* е широко разпространен в арктическите



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



и бореалните води на Северния ледовит океан, в бореалните води на Атлантическия и Тихия океан (WoRMS: 1797, Киселев и др., 1953). Резултатите от изследването в Одеския залив, показват наличие не само на единични екземпляри, а на обилна популация от *Ch. tomentosa* с неравномерно разпределение. Основните „петна“ от кафяви водорасли се срещат на дълбочини – 1.5 – 3 м.



Фиг. 14: Общ изглед и структура на *Chorda tomentosa*, намерена в северозападната част на Черно море през април 2015 г.

([https://www.researchgate.net/publication/282514045\\_New\\_Invader\\_in\\_the\\_Black\\_Sea\\_Kelp\\_Chorda\\_tomentosa\\_Lyngb/figures](https://www.researchgate.net/publication/282514045_New_Invader_in_the_Black_Sea_Kelp_Chorda_tomentosa_Lyngb/figures))

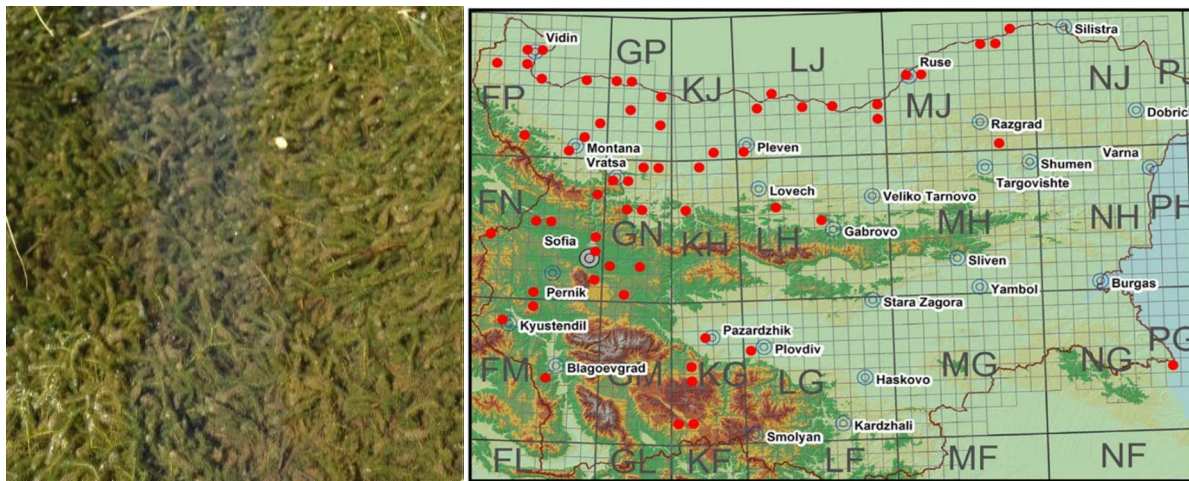
Важна група са **новите фитобентосни видове, идентифицирани във влажните зони на крайбрежните региони**, като през последните десетилетия са идентифицирани около 27 подобни нови видове (TDA, 2009). Например, видът ***Elodea nuttallii*** (Hydrocharitaceae) е водно растение (Фиг.15.1), типично за Северна Америка, което може да формира гъсти обраствания и може да промени баланса на цялата екосистема (Josefsson 2011). В Черноморския регион, видът се разпространява главно в делтата на Дунав, а по данни на Georgiev et al (2019) видът е регистриран в България като натурализиран неместен вид през



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



2002 г. и оттогава броят на регистрираните находища се увеличава бързо (Фиг. 15.2).



Фиг. 15. *Elodea nuttallii* 1.ви [https://calscape.org/Elodea-nuttallii-\(\)2](https://calscape.org/Elodea-nuttallii-()2).  
Карта на разпространение на вида в България (Georgiev et al., 2019)

Досега *E. nuttallii* е регистриран в следните флористични региони в България: Черноморско крайбрежие (южно), североизточна България, Дунавска равнина, Предбалкан, Стара планина (Западна), Софийска област, Витошка област, Знеполска област, Долина на река Струма (Северна), Родопи (Западни) и Тракийска Низина и др. (Georgiev et al., 2019, фигура 15.2). В Европа се счита, че видът има силно екологично въздействие и поради това е включен в списъка на инвазивните чужди видове, засягащи ЕС, съгласно Регламент (ЕС) № 1143/2014 на Европейския парламент и на Съвет от 22 октомври 2014 г. за предотвратяване и управление на въвеждането и разпространението на инвазивни чужди видове. Член 24, параграф 1 от същия регламент задължава държавите-членки на ЕС да докладват до 1 юни 2019 г. и на всеки шест години след това за разпространението на инвазивните чужди видове от значение за Съюза или региона (Georgiev et al., 2019).

*Elodea nuttallii* има способността да се разпространява бързо чрез вегетативно размножаване и растеж и да образува големи моноспецифични насаждения. Когато се среща заедно с *E. canadensis*, *E. nuttallii* е по-конкурентоспособен и постепенно замества другите сродни видове. Също така в някои езера в Скандинавия се наблюдават цикли на масово развитие на *Elodea spp.*, последвано от срив на популациите на вида през 5-6-годишни интервали (Josefsson 2011). Подобни явления са наблюдавани и в някои от българските водоеми (Georgiev et al., 2019).





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Сред факторите, идентифицирани като най-сериозно застрашаващи морския фитобентос са – повишеното антропогенно натоварване на крайбрежната зона, (интензивно развитие на крайбрежните зони), изчезването на типични биотопи, увеличен вток на отпадни води, изхвърляния на драгажни маси, увеличаване на дънните утайки, свръхексплоатация на биологични и минерални ресурси, както и глобалните климатични промени, съчетани с покачване на морското равнище. Други неблагоприятни фактори са ерозията и интензивната абразивна активност на морето, особено в рохките скални находища. Тези фактори са нарушили поясите на водораслите в много части на крайбрежната зона. Покритието на доминиращите видове е значително намалено, докато микрогрупите водорасли с кратък жизнен цикъл стават все по-многобройни в дънната растителност. По този начин намалява видовото богатство и биомасата на общностите *Phyllophora* и *Cystoseira*, както и броят на многогодишните видове, и се стимулира увеличаването на ефемероидите с кратък жизнен цикъл. Във фитобентосните пояси с дълбочина 10–15 m, многогодишните видове са заменени от водорасли с кратък жизнен цикъл и ефемероиди, които имат голяма специфична повърхност. Някои опортюнистични видове се разширяват до странни находища; например свободно плаваща *Cladophora spp.* се намират сега в 30–40 m дълбочини, където никога досега не са били регистрирани.

Настоящият запас от *Cystoseira*, филофора и морски треви в Черно море се оценява на 1.5 милиона тона влажно тегло, докато преди три десетилетия е бил над 8 милиона тона. Освен това в някои райони на шелфа на Черно море ширината на разпространението на водораслите се е стеснила 3 до 6 пъти, а долната дълбочина на растежа на водораслите е нараснала до 20–25 m, докато преди тридесет години е лежала на дълбочина – 40–50 m.

Изследванията по отношение състоянието на макрофитите в Черно море през последните години показват, че северозападната част на Черно море и районите в непосредствена близост до Керченския проток имат по-лош екологичен статус, спрямо източните брегове на Черно море, вероятно под влияние на големите реки (Дунав, Днепър, Днестър) и Азовско море, както и на вторичната еутрофикация на шелфовата зона (Joint Black Sea Surveys, 2016).

## 2.4. Зообентос

Публикуваните данни за чужди зообентосни видове в Черно море сочат регистрирани > 60 вида (Shalovenkov, 2020). Най-известният пример за инвазивен зообентосен вид е *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (*Gasopoda*, *Muricidae*). Видът е открит през 40-те години на XX век около руското черноморско пристанище Новоросийск, а първичното разпространение обхваща акваторията на Северозападната част на Тихия океан (бреговете на Япония, Китай и Русия). Пренесен с кораби – най-вероятно в ларвна фаза и бързо се



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



разселва по Кавказкото крайбрежие. В наши води рапаната е намерена през март 1956 г. във Варненски залив на 4-5 метра дълбочина.

Първоначално пришествието от Японско море е определен, като *Rapana bezoar* (Linne, 1758). от семейството на пурпурните охлюви (*Thalassidae*). По-късно се налага синонима *Rapana thomasi* (Crosse, 1861), но през последните години се наложи *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846). При всички случаи се касае за един и същ вид, който показва изключителна екологична пластичност в новия ареал. Пренесен от води с океанска соленост (S-34-36 ‰), рапана живее безпроблемно в Черноморския басейн (при соленост 14-16 ‰) и дори и в Азовско море (със соленост около 12 ‰). Видът понася промени в температурата от 0° до 30° С. Интензивността на хранене зависи от температурата на околната среда, поради което през студените месеци охлювът не е активен и обикновено се заравя в дънните наслаги. **Предпочитаните местообитания на вида в Черно море са скалните рифове и каменистото дъно, обраснали с черни миди.**

Рапана е хабитатен генералист, със силно изразени качества на хищник и поради липсата на неприятели и конкуренти, видът намира изключително благоприятни условия в новия ареал на разпространение, а като първа жертва са прибрежните поселения от стриди и черна мида. До края на 60-те години на миналия век всички малки мидни банки пред нашия бряг са унищожени, което предизвиква сериозно безпокойство за самопречиствателния процес на морето, като се вземат под внимание филтрационните качества на мидите. По-късно започва макар и бавно възстановяване на мидните полета на малки и средни дълбочини. Към момента, въздействието върху популациите на двучерупчестите мекотели пред българския бряг се счита за умерено, но периодично количествата на вида нарастват. Така напр. през 2006-2007 г. е наблюдавано изключително обилно отсядане на ювенилни рапани на много места по протежение на българския черноморски бряг (Micu and Todorova, 2007). **Характерно за вида е, че количествата му силно варират между отделните години,** като е възможно рязко повишаване на концентрацията през дадена година, последвано от значително понижение през следващата.

Изследванията на ИРР-Варна от 2017 г. показват, че запасът на рапана в изследваната зона с площ 1535 km<sup>2</sup> пред българския бряг е изчислен на 5044 тона. Средният улов на единица усилие (CPUE) достига 33 kg/hectar, като варира между 10 - 74 kg/hectar. CPUE от порядъка на 8 - 15 kg/hectar се регистрират при 31 % от тралиранията, в които е установен видът. При анализ на кумулативното разпределение на CPUE по класове се установи, че в 93 % от посочените по-горе тралирания се реализират стойности до 68 kg/hectar.

През 2018 - 2019 г., ИРР-Варна извършва биометрични измервания на 2400 екземпляра *Rapana venosa*, от разтоварвания на риболовни съдове на девет пристанища - Крапец, Дуранкулак, Каварна, Балчик, Варна, Бяла, Созопол, Царево, Резово. Основните техники за рапаноулов включват



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ

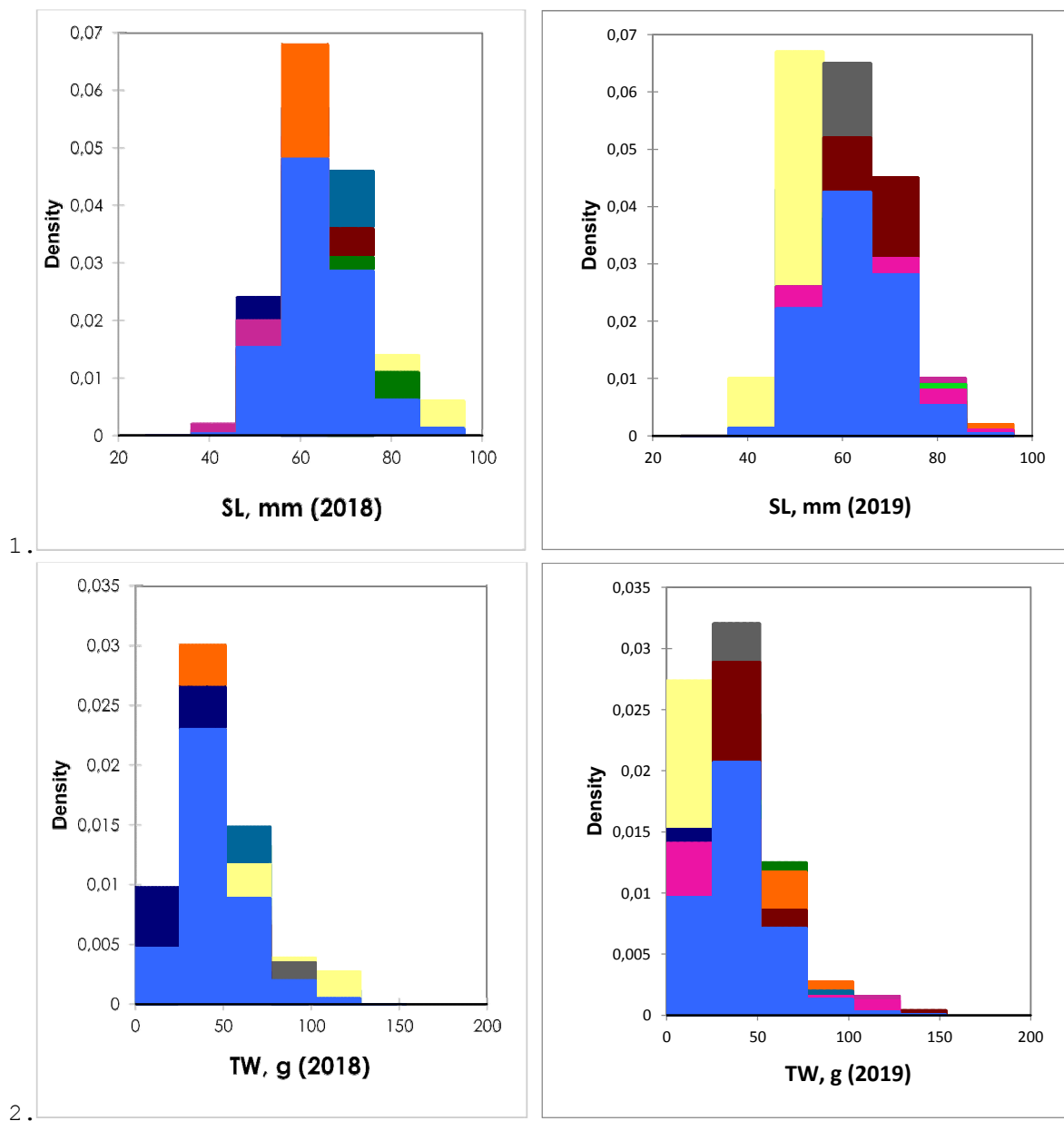


използване на бийм тралове и водолазен способ. Резултатите водят до следните заключения:

- Дневните разтоварвания на рапана на наблюдаваните пристанища варират между 1500 – 10165 kg/day.
- При рапаноулов с бийм-трал, **средното тегло на проба от 100 екземпляра *R. velosa* през 2018-2019 г. е 4.3 kg, с максимална стойност – 4.72 kg през първото полугодие на 2018 г. и минимум – 3.69 kg през второто полугодие на 2019 г.** При улов по водолазен способ, средното тегло на проба от 100 екземпляра през 2018-2019 г. е 8.80 kg, с минимум от 5.80 kg през второто полугодие на 2019 г. И при двата метода на улов се наблюдава понижение на средно тегло на пробите през второто полугодие на 2019г., по-добре изразено при рапаноулов по водолазен способ.
- Средната дължина (SL, mm) на *R. velosa* при рапаноулов с бийм-трал достига 62.31 mm за 2018 – 2019 г. (Фиг.16.1). При сравнение между средните дължини на рапаните, събрани при риболов чрез бийм-трал и по водолазен способ, се установява процентна разлика от 18.5 % и по-значителни средни размери при селективен улов по водолазен способ.
- **Средното тегло (TW, g) на *R. velosa*, при улов с бийм трал е 41.13 g, с изразено понижение от 8 % през 2019 г. – до 39.47 g спрямо 2018 г. – 42.79 g (Фиг.16.2).** Процентната разлика между средните тегла при рапаноулов чрез бийм-трал и водолазен способ е добре изразена – 68.86 %, в полза на теглата при улов по водолазен способ.
- **Средното тегло без черупка (BW, g), при рапаноулов с бийм-трал, е 15.80 g.** При този параметър се установява покачване на стойностите през пролетта и ранна есен (септември). Средното тегло на рапаните без черупка е ~ 40 % от общото тегло на индивидите през изследвания период.
- Според данните от рапаноулова с бийм-трал, **размерната структура на популацията на рапана е доминирана от клас – 56 – 66 SL mm (46 % от измерените екземпляри), следван от размерни класове – 66 – 76 mm (26 %) и 46 – 56 mm (20 %).** Доминиращата група в тегловната структура е – **25.6 – 51.2 g (57 %), следват тегловните класове < 25.6 g (19 %) и 51.2 – 76.8 g (19 %).**



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



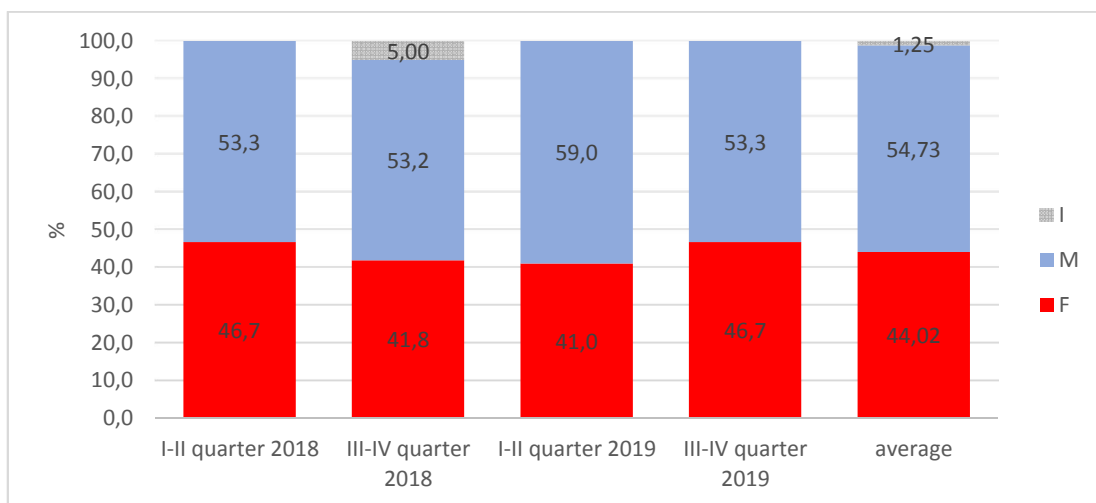
Фиг. 16. Размерни (SL, mm, 1) и тегловни класове (TW, g, 2) по пристанища през 2018 – 2019 г.

- При улов с бийм-трал, **процентното съотношение по полове** е 44.02 % ♀: 54.73 % ♂ за 2018-2019 г., при слабо изразено присъствие на импосекс екземпляри, наблюдавани само през второто полугодие на 2018 г (Фиг.17).





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Фигура 17. Обобщени данни за половата структура на *R. venosa* по тримесечия през 2018 – 2019 г.

#### Рапана като морски ресурс

В началото на 90-те години рапана стана хит в морското стопанство. Рапаноуловът се практикува от всички черноморски страни. Турция започва експлоатация на ресурса още през 80-те години на миналия век, като годишните улови достигат 10–15 хил. тона (Фиг.16). Поради прекомерното изземване, понастоящем уловите достигат 6–9 хил. тона и се забранява изземването през периода на размножаване (15 юли – 31 август).

Рапаноуловът у нас до 2012 г. е разрешен само с леководолазно оборудване. Въпреки това налице бяха: нарушаване забраната за използване на дънни драгиращи средства; неспазване на регулацията на трални действия в 1- и 3- милната зона от брега; нарушаване на забранителните периоди за улов. От 2012 г. се разрешава рапаноулова с бийм-трал. Чл. 35, ал. 3 он ЗРА гласи: „забранява се стопанският и любителският риболов в обектите по чл. 3, ал.1 със следните уреди, средства, принадлежности и приспособления: дънни тралиращи и драгиращи средства с изключение на бийм – трал“.

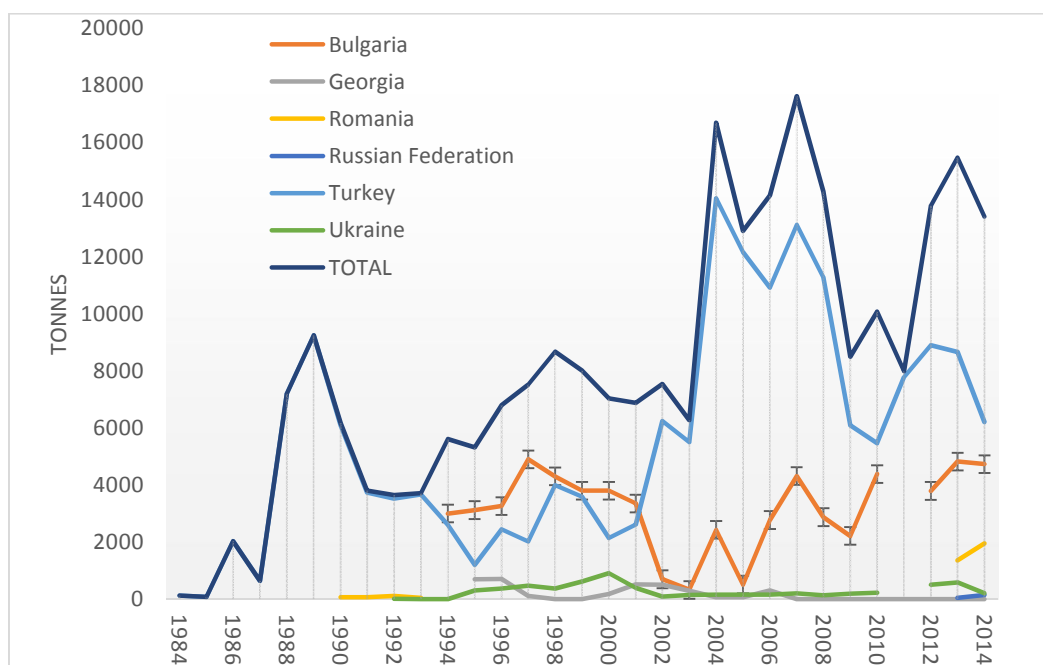
За кратко време частната инициатива организира добив, преработка, маркетинг и количествата от тази суровина започнаха да намаляват, като равновесието започна да се променя в полза на черната мида. Създаде се нов поминък с обработващи цехове в Балчик, Варна, Поморие, Бургас, Созопол. Понастоящем в добива, обработката, транспорта и маркетинга на рапаната са ангажирани между 2500 – 3000 души, за болшинството, от които няма работна алтернатива. Максималният брой заангажирани в бизнеса се достига през летните месеци. Тогава рязко се увеличава броят на хората за добив на суровина, и се попълва обработващия състав, съответно с нарасналия обем на уловите. При изпълнение на всички фази на обработка, един килограм месо се



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



получава от обработката на 6-7 кг жива суровина (conversion factor = 6.8) и това съотношение може да се използва за точно съставяне на уловната статистика по митническите отчети за износ. Консумацията в страната на същия продукт е ниска и може изцяло да бъде игнорирана. Трябва да се отбелжи, че различните източници, сочат различно изземване на ресурса. Така например, според оценките на Бургаската риболовна асоциация, само за 2005 г. уловите на рапана са 7 пъти по-високи от официално отчетените улови (TDA Technical Task Team National Experts, Bulgaria report, Raykov, 2006). Това затруднява анализа на реалната степен на изземване на рапана. През последните години, рапанът заема първо-второ място по значимост на уловите заедно с трифоната, а според официалната статистика уловите варират между 4-5 хиляди тона (Фиг. 18).



Фиг. 18. Улови от рапана (в тонове) в Черно море през 1984-2014 г.  
(по данни на GFSM, 2014 г.)

#### Селективност на риболовния уред

Още през 1999 г. специалисти от ИРР-Варна извършват изследвания върху влиянието на бийм-трала върху дънната морска екосистема. Проучванията са извършени в пет откритоморски зони „прозорци“ в акваторията – Несебър – н. Каликара. В посочените зони се драгира с бийм-трал, който под рамката си беше оборудван с къси „ски“: хоризонтално разкритие – 2,8 м, вертикално разкритие – 0,4 м, дължина на торбата – 2,5 м, размер на окото – 30 мм.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Резултатите от изследванията показват селективната способност на бийм-трала. Чрез него се улавят основно рапани и черна мида. Несъмнено, бийм-тралът въздейства върху повърхностната структура на седиментите и заедно с това на техните обитатели, като зависи основно от типа на седимента. При мек субстрат (митилусова тиня) това въздействие се изразява в разместване и хомогенизиране на седимента, като засяга дънните съобщества и заравящите се организми (мекотели, полихети), а прилаганата ниска скорост на драгиране (1.2 – 1.5 мили/час) намалява възможността за приулов от активни плувци, каквито част рибите.

**Неместните видове зообентос включват още:**

***Mya arenaria***

Екзотичната пясъчна мида *Mya arenaria* Linnaeus, 1758 е пренесена в Черно море и е с произход от Атлантическия океан. В Черно море се наблюдава от 60-те години на XX век. *Mya arenaria* е двучерупчесто мекотело, което живее заровено в кални, пясъчни и чакълести утайки. Видът се адаптира добре към широк спектър екологични фактори на средата – соленост, температура на морската вода и може да обитава както чисти, така замърсени местообитания, включително среда с недостиг на кислород, до  $\geq 200$  m дълбочина.

Предполага се, че *Mya arenaria* произхожда от Тихия океан по време на миоцена и е разширила своя ареал в ранния плиоцен до Атлантика. Тихоокеанските и европейски популации изчезват по време на залежаванията през плейстоцена, оставяйки само популация в северозападната част на Атлантическия океан. *Mya arenaria* реколонизира и двете области през историческите времена и сега се среща в широк район на Североизточен Атлантук от Баренцово Море до Португалия, включително Балтийско море (STRASSER, 1999; CROSS et al., 2016; LASOTA et al., 2016). Наблюдава се и в Средиземно и Черно море, включително в Турция (Босфор и Мраморно море), където присъствието ѝ се потвърждава в пет държави.

Местното обилие от *Mya arenaria* варира. В Черно море, скоро след първата ѝ регистрация от Украйна (1966) (BESNEVLY & KALYAGIN, 1967), видът се установява и става доминиращ в северозападната и западната част на Черно море. По българския шелф *M. arenaria* е широко разпространена върху пясъчен седимент във води с ниска соленост и на някои места достига плътност от 4860 инд.м<sup>-2</sup> (МАРИНОВ, 1990). В северозападната част на Черно море тя е особено многобройна в крайбрежните зони върху кални наноси, където нейната биомаса надвишава 1 kg.м<sup>-2</sup> (ZOLOTAREV, 1996). Видът показва инвазивни свойства в Черно море, доминиращ в меките субстрати, което води до структурни промени в местообитанията (KATSANEVAKIS et al., 2014). Към днешна дата видът не се експлоатира търговски в Европа. Явява се хранителна база за мигриращи по крайбрежието птици и за широк брой морски обитатели (риби, пясъчни червеи и раци и др.) (COHEN, 2005). Играе съществена роля за



филтриране и самоопречистване на водните байсеини и може да се използва като инструмент за регулиране и прилагане на стандартите за замърсяване при контрола на качеството на водата. Мидата отделя въглерод под формата на калциев карбонат, използван за формиране на черупката (KATSANEVAKIS et al., 2014). Обобщено, като пришълец за Черно море е конкурент за местообитания на местни видове миди, но от друга страна се явява допълнителен биофилтър в крайбрежната зона, което е изключително важно в еутрофицирани зони (Zaitsev Yu., Ozturk B., 2001).

#### ***Amphibalanus improvisus***

Видът *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854) е познат още под името морски жълъд. "Родният дом" на най-малкото ракообразно в Черно море са Атлантическият океан, Тихият океан, Балтийско, Каспийско, Червено и Средиземно море. Този вид води уседнал начин на живот, масово се развива, бързо нараства и при определени условия може да образува големи струпвания (до десетки кг на 1 кв.м.). Отрицателната му роля се изразява в образуване на струпвания върху подводната част на корабите и различни подводни съоръжения (Маринов, 1990). Обособявайки се в самостоятелна екологична ниша, обрастването дава възможност за развитие на свободноживеещи видове и по този начин общата биомаса нараства значително.

#### ***Anadara inaequalis***

Неместен вид, вероятно пренесен с баластни води, който е регистриран за първи път в Адриатическо море в края на 60-те години на миналия век и по-късно в Черно море (Zaitsev Yu., Ozturk B., 2001). Видът е силно толерантен към хипоксия, и има висока репродуктивна способност при оптимални условия на околната среда.

#### ***Eriocheir sinensis***

Китайският рак - *Eriocheir sinensis* е бентосен хищник, който се конкурира за храна с местните видове, а ровенето на вида в тинести и пясъчни субстрати уврежда насипите и може да доведе до запушване на дренажни системи.

#### ***Callinectes sapidus***

Синият рак, *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896), е търговски важен вид раци, типичен за Западната част на Атлантическия океан. *C. sapidus* навлиза в Средиземно море през 30-те години на XX век и се разпространява бързо, а по-късно (60-те години) навлиза и в Черно море. Настоящата популация на *C. sapidus* в Черно море е най-вероятно резултат от миграцията от Егейско море, където видът е установил стабилна, репродуктивно успешна популация.

#### ***Arcuatula senhousia***

Образци от Mytilidae *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) са усановени за пръв път в западния шелф, близо до брега на Румъния през 2002 г. (Micu, 2004a, 2004b), но дълго време след това няма данни за развитието му в Черно море. Нови данни от 2015 г. се появяват за руската част на Азово-





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Черноморския басейн, открити на дълбочина 2 м в централната част на Керченския проток близо до остров Тузла (Kovalev et al, 2017).

## 2.5. Неместни видове риби

Неместните видове риби обхващат ~33 вида, а **3 са признати за силно инвазивни в сладководните местообитания** (TDA, 2009). Във водни тела, обитавани от ценни търговски видове и/или от застрашени/ендемични видове (**като делтата на Дунав**), силно инвазивните видове риби – ***Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva* и *Carassius gibelio*** са вредители, които причиняват щети на риболова и конкурират местните видове риби. Видът *C. gibelio* може да бъде полезен за риболова в силно модифицирани водни тела, които са слабо обитавани от други видове (TDA, 2009).

В списъка с нови видове риби влизат и някои видове, от които са установени **единични екземпляри, главно в крайбрежната зона на морето** (Boltachev & Karpova, 2014). Биоразнообразието на черноморските видове риби е повлияно от процесите на "Медитеранизация" и разширяване на обхвата на заемащите територии от инвазивните видове (Yankova et al. 2014). Някои типични видове за Индийския и Тихия океан, както и далеко-източни видове – *Sphyræna spp.*, *Tridentiger trigonocephalus*, *shrimp scad* – *Alepes djedaba*, се идентифицират спорадично в Черно море (Boltachev & Karpova 2014, Turan et al. 2017, Uzunova, 2018).

Към сравнително масово разпространените видове принадлежи:

***Planiliza haematocheila*** (Temminck & Schlegel, 1845) (кефал пеленгас) – Естественят ареал на вида е Японско море, от устието на река Амур до Южна Корея. Един от основните установени нашествия със силно въздействие върху видовото разнообразие (Ердоган et al. 2010, Ivanova, 2018) През втората половина на 20-ти век, този вид е изкуствено натурализиран в Азовско море (Eschmeyer et al, 2018), а също и в Черно море, въведен е и в Средиземно море Froese, Rainer and Pauly, Daniel, eds. (2018).

*P. haematocheila* е търговски вид в Черно и Азовско море; годишния му улов в Черно море надвишава 10 000 tona (Gomoiu и др. 2002). *P. haematocheila* не е докладван за Българската рибна фауна до 2003 г. Трябва да се спомене, че дълго време видът се наблюдава по българското Черноморско крайбрежие, но не е научно описан. За първи път, Доброволов и др. (2003) представят генетично-биохимични доказателства за съществуването на пеленгаса, както и за филогенетичните връзки с други видове кефал, обитаващи българското Черноморие. По-късно, видът е включен в списъка на видовете за българската рибна фауна (Живков и сътр. 2005, Карапеткова и Живков 2006). В България статистическата информация за присъствието му в уловите е недостатъчна. През периода 2004–2009 г. уловът на кефали в Черно море представлява 0,7–0,8 % от общ улов в България.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



### Редки видове риби

*Gammogobius steinitzi* принадлежи към група от изключително редките риби и се среща само в морски пещери, Ahnelt et al. (1998) предполага, че *G. steinitzi* произхожда от Средиземноморския басейн. Видът е типичен ендемит за Средиземно море, наблюдаван за първи път в Черно море в морски пещери покрай Западен Крим (Тарханкут, Украйна) през юли 2009 г. Морфологичните и екологичните характеристики на черноморските екземпляри не се различават от средиземноморските.

Червена баракуда, *Sphyræna pinguis*, Gunther, 1874 г.

Регистрирана в залива Балаклава през 1999 г., (Болтачев и Юрахно 2002). Ареалът на обитание на този вид са тропичните, субтропични и умерените ширини води на Западен Пацифик. Разпространена на малки популации в Индия, Червено море, Средиземноморието: Левантийско море, Егейско море – турското крайбрежие и Либия, а също и в Черно море – северната част. Обитава близката крайбрежна зона върху тинест, пясъчен или скалист субстрат (Yamada, U et al. 1995, Kuitert, R.H. & T. Tonozuka, 2001). Храни се с други риби.

Син меджид – Blue whiting *Micromesistius poutassou*, Risso, 1827,

Регистриран край нос Айя през 1999 г. с куки и въдици (Boltachev et al. 1999). Този атлантически бореален вид е широко разпространен в повечето части на Средиземноморския басейн (Fischer et al. 1937) и е евритермален, но е стенохалинен и обитава океански води със соленост не по-ниска от 33 ‰ (Световидов 1964). Това определя уникалността на намирането му в Черноморските води при соленост 18,0 ‰ (Yankova et al. 2013). Среща се над континенталния склон и шелф до над 1000 m, но по-често на 300–400 m дълбочина. Храни се предимно с малки ракообразни, като големите индивиди използват за храна и малки риби, главнооги. Извършва ежедневни вертикални миграции: в повърхностни води през нощта и близо до дъното през деня. Продава се в прясно и замразено състояние, а също така се преработва като масло и рибно брашно (Cohen, D.M., T. Inada, T. Iwamoto and N. Scialabba, 1990).

*Parablennius incognitus* (Bath, 1968)

Разпространението на вида обхваща Източен Атлантически океан и Средиземно море: о-в Мадейра, Канарските острови и Виктория, Камерун, край Иберийския полуостров до всички части на Средиземно море, включително Мароко, Мраморно море и Черно море (Zander, C.D., 1986). За първи път е регистриран край Кримските брегове, в района на Севастопол през 2002 г., а през 2003 г. вече е открит от Севастопол до Фиолент. В през следващите години числеността на този вид леко намалява, но продължава да остава висока. Възможно е *P. incognitus* да се е появил малко по-рано, но да не е бил регистриран поради малкия брой и голямото външно сходство с характерния за този район вид – *P. zvonimiri*. По настоящем *Parablennius incognitus* е разпространен по цялото южно крайбрежие на Крим до Карадаг (Boltachev et al. 2009).



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Възрастните обитават скалисти брегове на крайбрежните води (Bath, H., 1990). Храни се с дънни безгръбначни, особено с гамариди, водорасли (Zander, C.D., 1986). Ларвите са планктонни, често се срещат в плитки, крайбрежни води (Watson, W., 2009.).

*Gobius cruentatus* (Gmelin, 1789)

За първи път описан край Севастопол в района на Martynovaya залив през 2002 г., след това през 2007 г. край западното крайбрежие на района на Севастопол (Boltachev et al. 2009), както и в Черно море край бреговете на Турция (Engin et al. 2007). Наблюдава се постоянно увеличаване на броя му в крайбрежната зона и в заливите на Севастопол. Обитава крайбрежието, върху скалист и пясъчен субстрат, както и биоценозата на морските треви (Miller, P.J., 1990).

*Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810)

Източен Атлантик: Иберийски полуостров на север до Бискайския залив (Maugé, L.A., 1986); Средиземно, Черно и Азовско море; също Суецки канал. По българското Черноморие описан от Василев и сътр. (2010). Намиран е в крайбрежието и на пясъчен седимент. Влиза в сладки и хипер-солени води. Храни се с малки ракообразни и ларви на хирономиди (Maugé, L.A., 1986).

*Pomatoschistus bathi* Miller, 1982

Разпространен в Средиземно море: на изток в Мраморно море. По българското Черноморие описан от Василев и сътр. (2010). Среща се върху пясък и чакъл на 7 m (Miller, P.J., 1986, Patzner, R.A., J.L. Van Tassell, M. Kovačić and B.G. Karoor, 2011), тинесто дъно на 10 m и каменисто пясъчен на 14 m; храни се с мейофауна, предпочита бентосна плячка, риба, хартикоиди и остракоди.

### 3. Реална ситуация – /данни от обратна връзка с рибари, водолази, еколози и др./

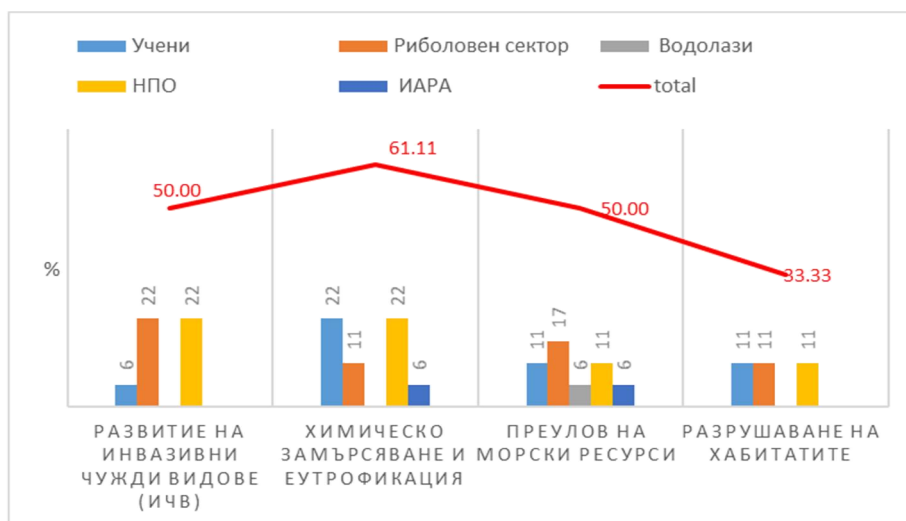
За осъществяване на обратна връзка с различни заинтересовани страни – учени, еколози, ИАРА, риболовен сектор и др. беше изготвена **анкета, с тематика, свързана с развитието на инвазивните видове.**

**Анкетата беше попълнена от 18 човека, представители на различни групи заинтересовани страни, а анализът на данните от попълнените анкети е представен по-долу, според отговорите на зададените въпроси:**

1. Роля на отделните екологичните проблеми – Като **най-значим проблем за Черно море се изтъква химическото замърсяване и еутрофикацията, посочен при 61% от всички отговори (фиг.19)**, а ролята на инвазивните видове и на свръх-улова на морски организми се оценяват на второ място по значимост, с X 50% дял от отговорите. Общата сума е различна от 100 %, тъй като някои анкетирани за дали няколко отговора.

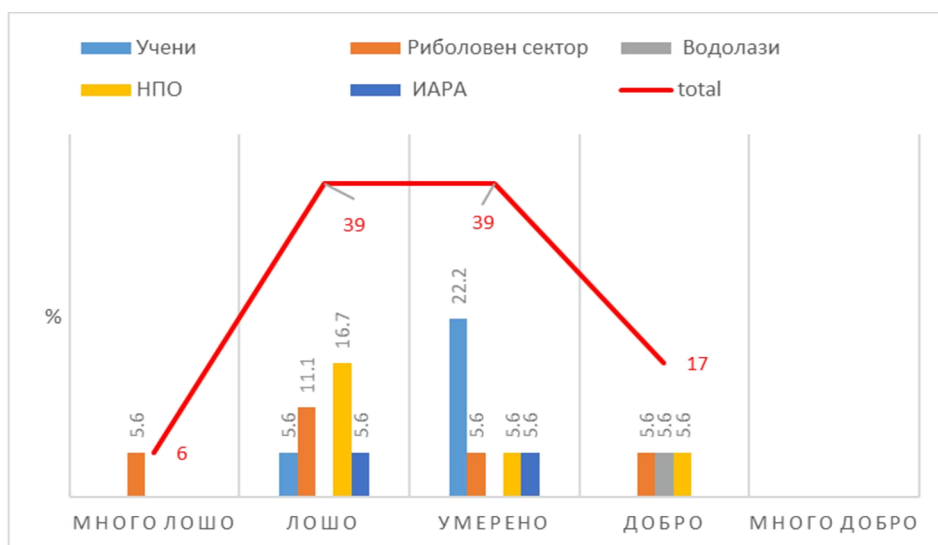


МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Фиг. 19. Екологични проблеми дефинирани като най-сериозен проблем за опазване на морската околна среда в Черно море.

## 2. Оценка на състоянието на морската околна среда



Фиг.20. Оценка на състоянието на морската околна среда.

Състоянието на морската околна среда е оценено като преобладаващо лошо – умерено (Х39% от отговорите), но прави впечатление, че докато 6 % от анкетираните дават отговор – „много лошо състояние“, то нито един не дава „много добра“ оценка.

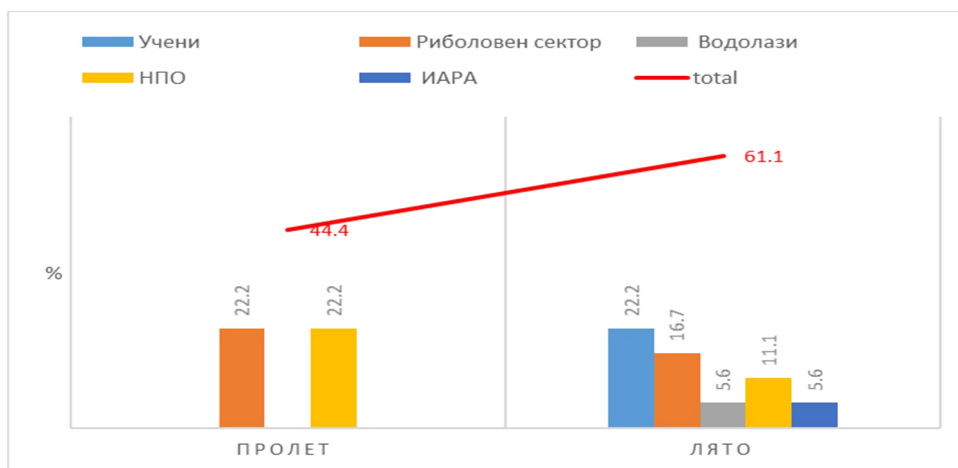




МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ

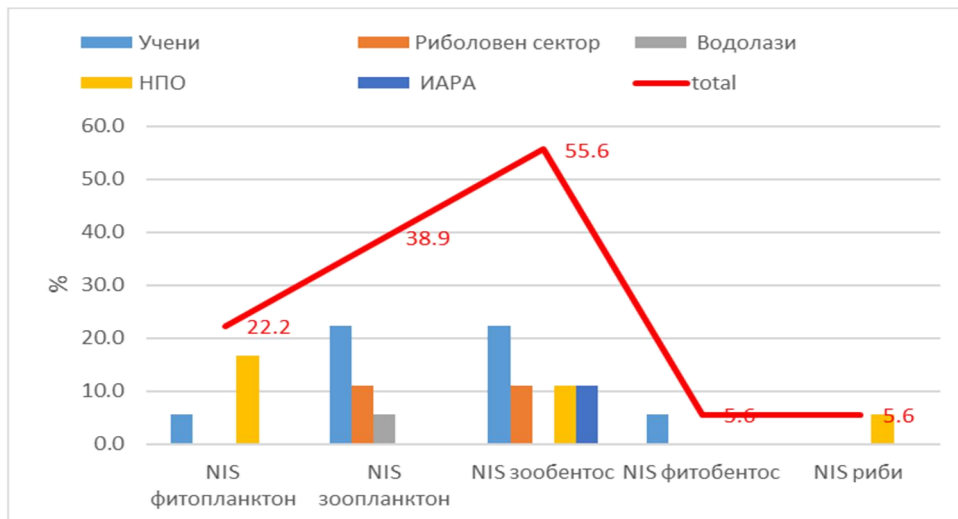


3. Сезонност в развитието на инвазивните видове – Преобладаващото мнение сред заинтересованите страни е, че инвазивните видове доминират през топлите месеци – пролет и лято (Фиг. 21).



Фиг.21. Оценка на сезонността в развитието на инвазивните видове.

4. Въздействие на отделните групи инвазивни видове върху морската околна среда.



Фиг.22. Оценка на ролята на отделните функционални групи неместни видове (NIS).

Най-силно влияние върху морската среда, според анкетиранияте, имат зообентосните организми, а тук е включен основно видът *Rapana venosa*, за който има данни че оказва силно въздействие върху популациите на черни миди

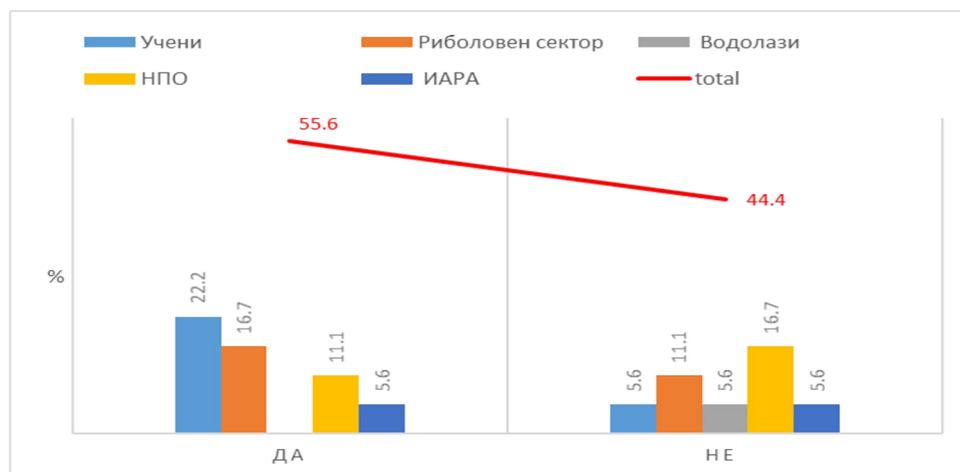


МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



пред българския бряг още от 60-те години на миналия век, при колебливо равновесие между популациите на хищника и жертвите.

5. Според вас развитието на инвазивните видове локализирано ли е в определени зони ?



Фиг.23. Оценка на локализацията на неместните видове („да“ – наличие на локализация на неместните видове, „не“ – липса на локализация на неместните видове).

Тук слабо надделява мнението, че има известна локализация на неместните видове (55.6%), а повечето от анкетиранияте, дали положителен отговор посочват, че неместните видове се съсредоточават главно в крайбрежните зони,

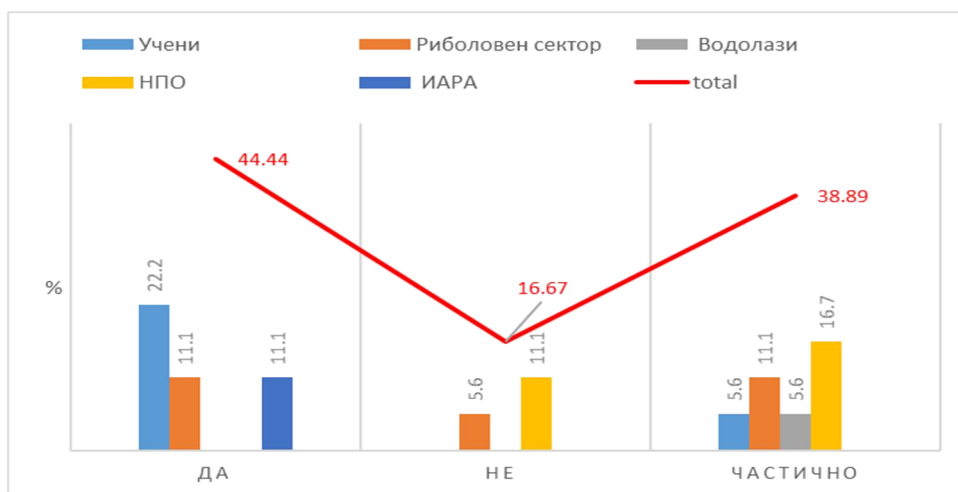
6. Влияние на инвазивните видове върху биологичното разнообразие на Черно море – **на този въпрос всички заинтересовани страни отговарят, че влиянието е ясно разграничимо**, като в повечето случаи като пример се посочва въздействието на рапана.

7. Познаване на политиките и дейностите, които предприемат държавните органи за опазване на морската околна среда във връзка с развитието на инвазивните видове – преобладават мененията, за познаване или частично познаване на тези дейности (44 % и 39%), но при почти 17 % липсват познания, като тук се отнасят някои представители на НПО и на риболовния сектор (Фиг ).

Сред отговорите е посочено изпълнението на РЕГЛАМЕНТ (ЕС) № 1143/2014 НА ЕВРОПЕЙСКИЯ ПАРЛАМЕНТ И НА СЪВЕТА, от 22 октомври 2014 г. относно предотвратяването и управлението на въвеждането и разпространението на инвазивни чужди видове.

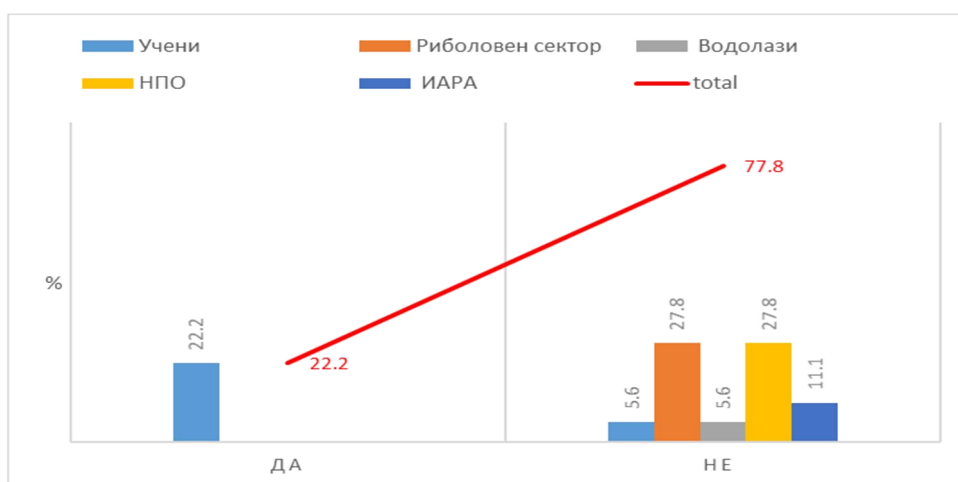


МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Фиг. 24. Познаване на политиките и дейностите, които предприемат държавните органи за опазване на морската околна среда във връзка с развитието на инвазивните видове.

8. Участие в дейности по изследване/опазване на морската околна среда, свързани с развитието на инвазивните видове – Прави впечатление, че основно в този род дейности е ангажирана групата на учените (22 %), но липсва участие на другите заинтересувани страни (78 %) в подобни мероприятия (Фиг. ).



Фиг. 25. Участие в дейности по изследване/опазване на морската околна среда, свързани с развитието на инвазивните видове.

Научните проекти, посочени от участниците в анкетата, касаещи инвазивните видове в Черно море са следните:

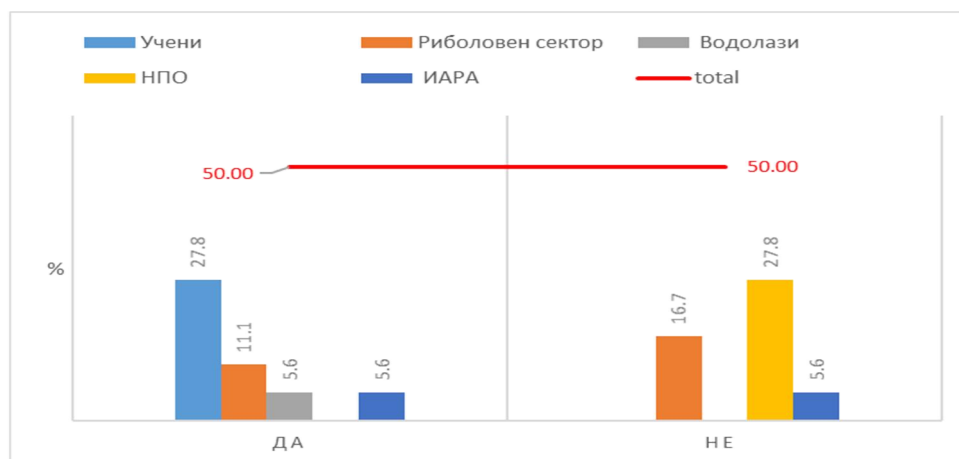


МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- 2018 – 2021 – Биологичен мониторинг на рапани от разтоварванията от улов от българския риболовен флот, Програма за събиране на данни в сектор Рибарство
- 2015-2018, Мрежа за инвазивни видове в Югоизточна Европа (ESENIA), <http://esenias.org/>
- 2017 – Пилотен проект за оценка на изхвърлянията при стопански риболов на морски охлюв рапан с бийм тралове в Черно море с цел оценка на въздействието върху ювенилните екземпляри от калкан и акула, Програма за събиране на данни в сектор Рибарство;
- 2015-2016 – Повишаване на капацитета за изследване и управление на морски нерибни ресурси в Черно море (ECRAMON-BLACK SEA), програма BG02 "Интегрирано управление на морските и вътрешните води" на ФМ на ЕИП 2009-2014, ПО МОСВ;
- 2013 – Изследване влиянието на рапана (*Rapana venosa*) върху популацията от черна мида (*Mytilus galloprovincialis*) и дънните ценози пред българския бряг на Черно море", Договорна задача с ИАРА, BG0713EFF-514-220245, Оперативна програма за развитие на сектор „Рибарство“, съфинансирана от Европейския фонд по рибарство на Европейския съюз, Инвестиране в устойчиво рибарство
- 2006, Black Sea Ecosystem Recovery Project (BSERP) (Black Sea Commission)
- 2003-2005, Mechanisms behind jellyfish blooms and their socio-economic effects, EVK3 – CT- 2002 – 00074, (5-th FP of EU)

9. Познания за добри практики за борба с инвазивните видове в различни части на световния океан – Тук има две групи отговори с равен дял 50:50, което е свидетелство за недостатъчна информираност по отношение на проблематиката (Фиг ).



Фиг. 26. Познаване на добри практики за борба с инвазивните видове в различни части на световния океан



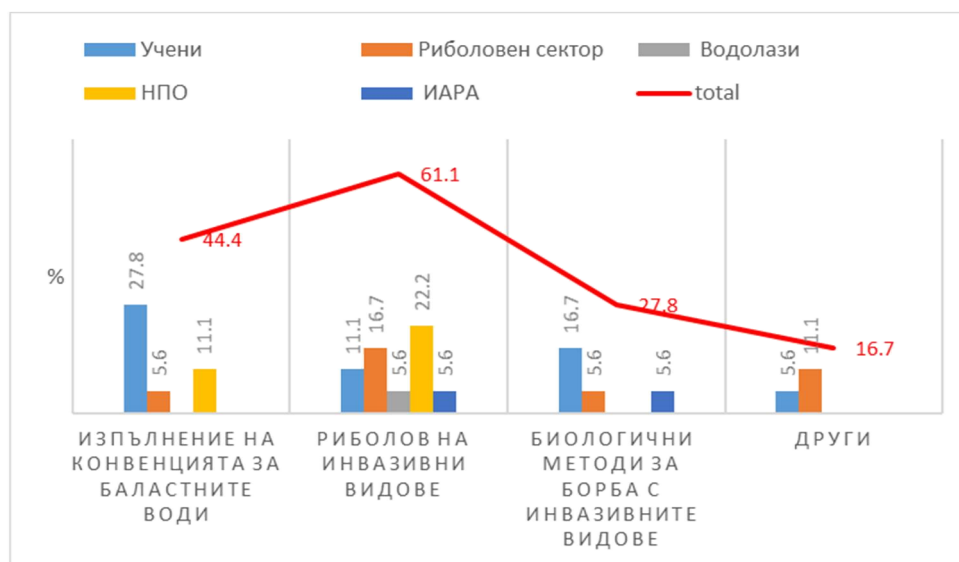


МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Сред добрите практики са посочени прилагането на Конвенцията за баластни води, MARPOL, CBD и повишаването на контрола върху манипулациите на баластните води на влизащите в пристанищата кораби, прилагане на обеззаразяване на тези води чрез физически и химически средства. Използване на съвременни лакове и противообрастващи бои при плавателните средства, които да намалят количеството на перифитона.

10. Конкретни мерки за борба с инвазивните видове – преобладаващите отговори в тази тема (61.1%) са групирани около възможностите за риболов на инвазивните видове – доколкото това е вече реализирано решение в Черно море по отношение на инвазивния вид *Rapana venosa*. Особено внимание следва да се отдели на изпълнението на Конвенцията за баластните води.



Фиг. 27. Предложения за конкретни мерки за борба с инвазивните видове

#### 4. Извършване на обследване на определена територия за физическото присъствие на ИЧВ

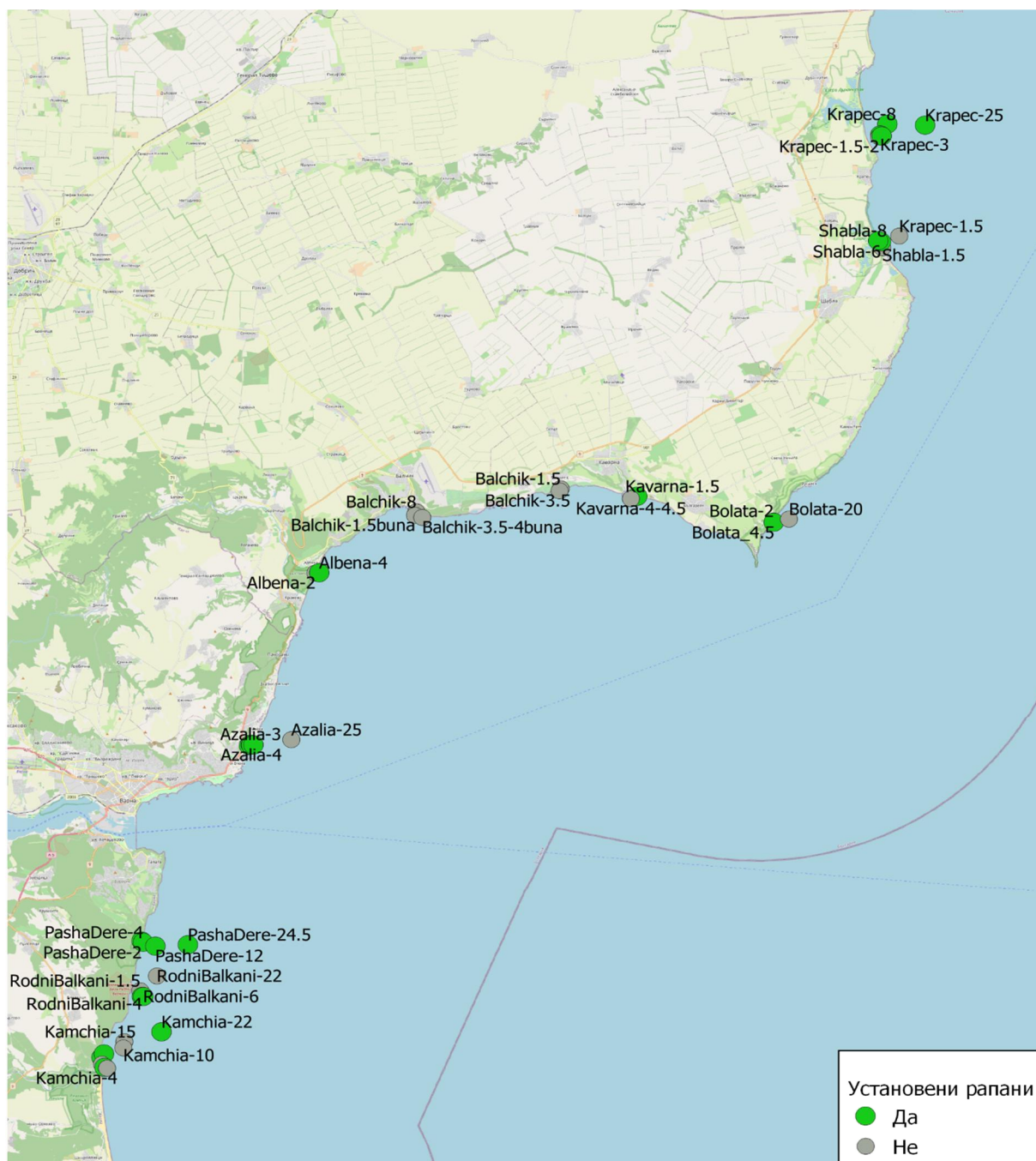
Видът *Rapana venosa* има съществено влияние върху Черноморската екосистема, при това без да се регистрира тенденция на понижение на количеството през последните години (както е например при ктенофората *Mnemiopsis leidyi*).

Същевременно, видът е упоменат в анкетата със заинтересованите страни като актуален инвазивен вид с ясно разграничим ефект върху морска околна среда и биоразнообразието, при силно въздействие върху популациите на двучерупчестите мекотели, ето защо през лятото на 2020 г. е проведено изследване фокусирано върху разпределението на този вид в крайбрежната зона пред български бряг.

Изследваната зона през лятото на 2020 г. е представена на Фиг.28.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Фигура 28. Изследвана акватория за присъствие на вида *Rapana venosa* през лятото (юли-август) на 2020 г.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



## 5. Изработване модел на хартиен носител/карта/ на ИЧВ

Моделът, относно разпространението на инвазивния вид *Rapana venosa* е представен на фигура. 29.

Видът е масов, установен при 76 % от всички изследвани станции (45 на брой), локализирани в северната и централната част пред българския бряг. Прави впечатление отсъствието на вида в зоната край Балчик, докато масово присъствие се открива край Крапец и на станциите край Паша дере. Данните ще бъдат достъпни онлайн и ще бъдат предоставени изчисления относно площта, засегната от вида.



Фигура 29. Разпространение на вида *Rapana venosa* през лятото (юли – август) на 2020 г.





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



## 6. Заключение

Биоинвазиите засягат силно Черноморската екосистема в края на XX-ти век. Северозападната част на Черно море е особено силно уязвима по отношение на колонизацията на екзотични видове както поради интензивния трафик на кораби (основен вектор за пренос на видове), така и поради високото разнообразие на биоти (речни делти, заливи, бракични води), подложени на силно антропогенно въздействие (Мончева и съавтори, 2013а). Климатичните промени и повишаването на температурата на водата през последните години, също допринасят за промени в био-географското разпространение и повишаване на инвазивния потенциал на множество топлолюбивите видове (IA, 2013). Повишената вероятност за въвеждане на нови организми в водните екосистеми е свързана и с процесите на **еутрофикация и преулов на живи ресурси** и настъпилите цялостни промени в **трофичната верига в Черно море** (Daskalov et al, 2007, Llope et al, 2011). Еутрофикацията води до увеличаване на първичната продукция, а намаляването на броя на хищниците и растителноядните организми и освобождаването на трофични ниши създават благоприятни условия за инвазии от страна на нови растителен и животински видове.

Броят на екзотичните видове в Черно море възлиза на около 110 – 150 вида, а **тенденцията на повишаване на броя на новите видове е била добре изразена през XX век и едва през последните 6 години (2012-2017 г) има насока на понижение на броя на новите видове**. Някои видове – напр. *Rapana venosa* и *Mnemiopsis leidyi* са **силно инвазивни** и са довели до изразени негативни промени в Черноморската екосистема (Мончева и съавтори, 2013 а, Kasapoglu et al, 2015). През последните години, *M. leidyi* се регистрира често през топлите месеци, като е възможно локалната концентрацията на вида да надвиши граничните стойности за добро състояние на морската околна среда. Поради масовото развитие на хищният вид *Beroe ovata* (хищник спрямо *M. leidyi*), обаче е налице **тенденция на понижение на средно годишното обилие на *M. leidyi***.

Неместните видове зообентос в Черно море включват около 60 вида, което нарежда тази екологична група сред най-успешните колонизатори в Черно море (BSC, TDA, 2009). Охлювът *Rapana venosa* упражнява значителен хищнически натиск върху популациите на двучерупчестите мекотели. Към момента, **въздействието на вида се оценява на доста слабо по румънското крайбрежие, умерено в българското и турското Черно море и силно – по руското и украинското крайбрежие** (Joint Black Sea Surveys (2016). *R. venosa* е добре установен вид в бентосната екосистема на българското, румънското и турското Черно море и се е превърнала в ценен търговски ресурс.

Основните индикатори, които се прилагат до момента за доказване на негативния ефект на инвазивните неместни видове включват промените в обилието (численост и биомаса), отношението между алохтонни





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



(чужди) /автохтонни (локлани) видове, а в някои случаи – процента на засегната площ по отношение на видовете, които имат доказано неблагоприятно въздействие върху екосистемата (Мончева и съавтори, 2013 а). За съжаление, **нерегулярните изследвания и липсата на достатъчно данни, пречат за разработване на пълен набор от индикатори за състоянието и въздействието на NIS и техния анализ.** Данните от Joint Black Sea Surveys (2016) показват, че има **нужда от подобряване на методите, използвани за определяне на праговите стойности за биологичните показатели,** които се прилагат за характеризиране на качеството на водата в различни райони на Черно море. Относно чуждестранните видове, важна задача е разработката на интегрирани показатели, отразяващи състоянието на различни функционални групи морски организми в пелагиала и на морското дъно.

Анализите от попълнените анкети от **различни заинтересовани страни,** свидетелстват, че **макар инвазивните видове да оглавяват списъка на ключовите заплахи за екосистемата на Черно море, липсва добра обществена информираност и активно участие в дейностите по идентифициране на инвазивните видове и последиците от тяхното развитие.** Регламентът на ЕС 1143/2014 относно инвазивните чужди видове признава важната роля на общественото съзнание и активното участие на гражданите за успешното прилагане на регламента. Това налага обединяване на усилията на граждани, учени и политици за подобряване на наблюденията и контрола спрямо **инвазивните видове,** причиняващи щети на местните видове, екосистемите и на хората. **Навременното докладване** спомага да се предотврати разпространението на инвазивни чужди видове, прави приноса на гражданите наистина важен и предполага **сериозна работа за подобряване на връзките между заинтересованите страни.** Познаването на разпространението на инвазивните видове улеснява официалното наблюдение, приемането на ефективни мерки за превенция, ранно откриване и контрол на ИАС, и способства за намаляване на екологичните и икономически щети, които те причиняват.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



## 7. Литература

### 7.1 Литература на кирилица

- Виноградов М., Шушкина Е., 1992. Временные изменения структуры зооценоза открытых регионов Черного моря. Океанология, 32, 4, 709 – 717.
- Виноградов М., Шушкина Е., Мусаева Е., Сорокин П., 1989. Новый вселенец в Черное море – гребневик *Mnemiopsis leidyi* (A.Agassiz) (Ctenophora, Lobata). Океанология, 29, 2, 293 – 299.
- Гришин А., 2000. Особенности биологии гребневика *Mnemiopsis leidyi* (A.Agassiz) в условиях Черного моря. Гидробиологический журнал, 36, 2, 24 – 31.
- Димов И., 1960. Зоопланктонът в Черно море пред българския бряг през 1954, 1955 и 1956 г. Трудове на НИРРП – Варна, 2, 35 – 44.
- Димов И., 1966. Зоопланктонът пред западните брегове на Черно море през периода 1960 – 1964. Трудове на ИРР – Варна, 6, 5 – 34.
- Зайцев Ю., Воробьева Л., Александров Б., 1988. Новый вид *Ctenophora* в Черном море. Общая экология: Зоология беспозвоночных, М. ВИНТИ, т11, 11 – 35.
- Консулов А., 1974. Сезонна и годишна динамика на зоопланктона пред Българския бряг през периода 1967 – 1970. ИИОР, Варна, 12, 64 – 78.
- Консулов А., 1976. Зоопланктонът пред българския бряг на Черно море. Докторска дисертация, Институт по рибарство – Варна, 205.
- Консулов А., 1986. Сезонна и годишна динамика на зоопланктона пред българския бряг през 1974 – 1984. Океанология, 16, 19 – 32.
- Консулов А., 1989. Още един пришелец в Черно море – опасен или не за екологията, Морски свят, 2.
- Михнева В., 2011. Ролята на *Aurelia aurita* и *Mnemiopsis leidyi* при формиране на структурата и функционирането на зоопланктонното съобщество в западната част на Черно море. Дисертация за получаване на научна и образователна степен доктор, Институт по биоразнообразие и екосистемни изследвания – София, БАН, 163.
- Мончева С., Тодорова В. и кол., 2013 а. "Първоначална оценка на състоянието на морската околна среда, съгласно чл.8 от РДМС и НООСМВ", МОСВ, 2013, т.1, 232-236.
- Мончева С., Тодорова В. и кол., 2013 б. "Формулиране на добро състояние на морската околна среда (ДСМОС). Дефиниране на екологични цели за морската околна среда", т. 2. 70- 78.
- Переладов М., 1988. Некоторые наблюдения за изменением биоценозов Судакского залива Черного моря. Тез. III. Всесоюз.конф. по морской биологии. ЧИ. Севастополь, Киев, 237 – 238.
- Тодорова В., Милкова Т., Мончева С., Панайотова М., Стефанова К., Маринова В., Трифонова Е., Дончева В., Мавродиева Р., Стефанова Е., Слабакова В., Христова



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



О., Джурова Б., Хинева Е., Слабакова Н., Панайотов В, Каменова К – Стайкова, Барова С, Димитрова – Делева С., 2017: „ПРОУЧВАНИЯ НА СЪСТОЯНИЕТО НА МОРСКАТА ОКОЛНА СРЕДА И ПОДОБРЯВАНЕ НА ПРОГРАМИТЕ ЗА МОНИТОРИНГ, РАЗРАБОТЕНИ СЪГЛАСНО РДМС (ISMEIMP)” 595 стр.

Цихон – Луканина Е., Резниченко О., Лукашева Т., 1993. Уровень потребления личинок рыб гребневи́ком мнемии́опсисом в прибрежье Черного моря. Океанология, 33, 6, 895 – 899.

Шушкина Е., Виноградов М., Лебедева Л., Умнов А., 1980. Энергетика и структурно – функциональная характеристика планктонных сообществ Черного моря (осенний период 1978). Экосистема пелагиали Черного моря, М, Наука, 223 – 242.

Шушкина Е., Мусаева Е., 1990 а. Структура эпипелагического сообщества и его перемены в связи с инвазией *Mnemiopsis leidyi* в Черном море. Океанология 30, 2, 306 – 310.

Шушкина Е., Мусаева Е., 1990 б. Увеличение количества ктенофоры *Mnemiopsis* в Черном море (доклад экспедиции “Аквалант” и “Гидробиолог” апреле 1990. Океанология, 30, 4, 521 – 522.

Шушкина Е., Николаева Г., Лукашева Т., 1990 Изменение структуры планктонного сообщества Черного моря при массовом развитии гребневика *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz). Журнал общей биологии, 51, 1, 54 – 60.

## 7.2 Литература на латиница

Anninsky B.E., Ignatyev S.M, G.A. Finenko, and N.A. Datsyk, 2019, GELATINOUS MACROPLANKTON OF THE OPEN PELAGIAL AND SHELF OF THE BLACK SEA: DISTRIBUTION IN AUTUMN 2016 AND INTERANNUAL CHANGES IN BIOMASS AND ABUNDANCE ИНБЮМ – IBSS, Marine Biological Journal, 2019, vol. 4, no. 3, pp. 3-14, <https://mbj.marine-research.org>; doi: 10.21072/mbj.2019.04.3.01 ISSN 2499-9768 print/ISSN 2499-9776

Anninsky B., Romanova Z., Abolomosova G., Gucu.A., Kideys A., 1998. The ecological and physiological state of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea in autumn 1996. Ecosystem modeling as a management tool for the Black Sea, vol. 1, 249 – 262, L.Ivanov &T. Oguz (eds); 249 – 261.

Bath, H., 1990. Blenniidae. p. 905-915. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 2.

Balech, E. 1995. The genus *Alexandrium* Halim (Dinoflagellata). Sherkin Island Marine Station, Cork, Ireland. 151pp.

BESHEVLY, L.E. & V.A. KALYAGIN. 1967. The finding of the mollusc *Mya arenaria* L. (*Bivalvia Bivalvia*) in the northwestern part of the Black Sea. Vestnik Zool., 3: 82-84 (in Russian).

Black Sea Phytoplankton Checklist. ([http://phyto.bss.ibss.org.ua/wiki/List\\_checked](http://phyto.bss.ibss.org.ua/wiki/List_checked))

BLACK SEA TRANSBOUNDARY DIAGNOSTIC ANALYSIS, TDA,(2009): Black Sea commission,



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- 269 p, <http://www.blacksea-commission.org/Downloads/BS-TDA2007.pdf>  
Black Sea commission: NIS species list,  
<https://www.cbd.int/doc/meetings/mar/ebsaws-2017-01/other/ebsaws-2017-01-bsc-submission-03-en.pdf>
- Bogdanova D., Konsulov A., 1993. On the distribution of the new Ctenophora species *Mnemia Mccradyi* in the Black Sea along the Bulgarian coastline in the summer of 1990. *Comp. Rend. Acad. Bul. Sci*, 6, 3, 71 - 74.
- Bogdanova, A.K., Shmeleva, A.A., Hydrological Conditions of Enter of Mediterranean Plankton Species to the Balck Sea, in *Dinamika vod i voprosy gidrokhimii morya* (Water Dynamics and Sea Hydrochemistry), Kiev: Naukova Dumka, 1967, pp. 156-166.
- Boltachev, A. R., Yurakhno, V. M. (2002) New evidences of the Black Sea ichtyofauna mediterraneanization. *Voprosy ichtiologii*. T. 42 (6): 744-750 (in Russian).
- Boltachev, A. R., Gaevskaya, A. V., Zuev, G. V., Yurakhno, V. M. (1999) The blue whiting, *Micromesistius poutassou* (Risso, 1826) (Pisces: Gadidae), the new species for the Black Sea fauna. *Ecologiya Morya* 48: 79-82 (in Russian)
- Boltachev, A. R., Karpova, E. P., Danilyuk, O. N. (2009) Findings of new and rare fish species in the coastal zone of the Crimea (the Black Sea). *J. Ichthyology* 49: 277-291
- COHEN, A.N. 2005. Guide to the exotic species of San Francisco Bay. San Francisco Estuary Institute, Oakland, California. Available at: [www.exoticguide.org](http://www.exoticguide.org)
- Cohen, D.M., T. Inada, T. Iwamoto and N. Scialabba, 1990. FAO species catalogue. Vol. 10. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. FAO Fish. Synop. 125(10). Rome: FAO. 442 p.
- Cook E, Payne R, Macleod A, Brown S, 2016 Marine biosecurity: protecting indigenous marine species, Research and Reports in Biodiversity Studies, s 2016:5 1-14, <https://doi.org/10.2147/RRBS.S63402>
- Daskalov G., 2002. Overfishing drives trophic cascade in the Black Sea. *Mar. Eco. Prog. Ser.*, 225, 53 - 63.
- Daskalov G.M., Grishin A., Rodionov S., Mihneva V. 2007. Trophic cascades triggered by over fishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts. *Proceeding of National Academy of Sciences, Proc Nat Acad Sci U S A*, 104, 25, 10518-10523; [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0701100104](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0701100104) PNAS
- DOBROVOLOV I., IVANOVA P., VASILEV V.P., JONKOV J.I., 2003: Genetic divergence of mugilid fishes (Genus *Mugilidae*, Pisces) in the Bulgarian Black Sea coastal waters. *Proceeding of the 30th International Conference Pacem in Maribus, A year after Johannesburg. Ocean Governance and Sustainable Development: Ocean and Coasts - a Climpse into the Future*, October 27-30, 2003, Kiev, Ukraina.
- Dzhembekova, N., Atanasov, I., Ivanova, P. and Moncheva, S., 2017 a. New potentially toxic *Pseudonitzschia* species (Bacillariophyceae) identified by



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- molecular approach in the Black Sea (Varna Bay). 17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2017, Conference Proceedings, Volume 17, 889-896.
- Dzhembekova, N., Moncheva, S., 2014. Recent trends of potentially toxic phytoplankton species along the Bulgarian Black Sea area, Twelfth International Conference on Marine Sciences and Technologies Proceedings, 321-329, ISSN 1314-0957.
- Dzhembekovaa N, Shingo Urusizakib, Snejana Monchevaa, Petya Ivanovaa, Satoshi Nagaic, (2017 c) Applicability of massively parallel sequencing on monitoring harmful algae at Varna Bay in the Black Sea, Harmful Algae 68 40-51
- Dzhembekova, N., Urusizaki, S., Moncheva, S., Ivanova, P. and Nagai, S., 2017 b. Applicability of massively parallel sequencing on monitoring harmful algae at Varna Bay in the Black Sea. Harmful Algae, 68, 40-51
- Elliott M., 2003. Biological pollutants and biological pollution an increasing cause for concern. Marine Pollution Bulletin 46: 275-280, [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00423-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00423-X)
- ERDOGAN N., DUZGUNES E., OGUT H., KASAPOGLU N., 2010: Introduced species and their impact in the Black Sea. Rapp. Comm. Int. Medit. 39: 504.
- Esin, N.V., YankoHombach, V., and Kukleva, O.N., Mathematical Model of Late Pleistocene and Holocene Transgressions of the Black Sea, Quaternary International, 2010, vol. 225, pp. 180-190.
- EU, 2014, Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species (OJ L 317, 4.11.2014, pp. 35-55).
- Eurogel: EVK3 - CT - 2002 - 00074.
- Fischer, W., Bauchot, M. L., Schneider, M. (1937) Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Revision 1), Méditerranée et mer Noire, Zone de Pêche 37, 2, Vertébrés FAO, 761-1530 pp.
- Gates, JA & WB Wilson. 1960. The toxicity of *Gonyaulax monilata* Howell to *Mugil cephalus*. Limnol. Oceanogr. 5: 171-174.
- Georgiev V, Tsoneva S., Kenderov L., Trichkova T, Todorov M & Vladimirov V., 2019, PHYTOLOGIA BALCANICA 25 (3): 417 - 423 Distribution of *Elodea nuttallii*, an invasive alien species of EU concern, in Bulgaria, Sofia,
- Gómez, F., Boicenco, L., 2004. An annotated checklist of dinoflagellates in the Black Sea. Hydrobiologia 517, 43-59. doi:<http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000027336.05452.07>.
- GOMOIU M-T., ALEXANDROV B., SHADRIN N. et al., 2002: The Black Sea - a recipient, donor and transit area for alien species. In: Invasive aquatic species of Europe - distribution, impact and management, E. Leppakoski, S. Gollasch, S. Olenin (Eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 341-350.
- Grishin A., Daskalov G., Shlyakhov V., Mihneva V. 2007. Influence of gelatinous





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- zooplankton on fish stocks in Black Sea: analysis of biological time-series. Морський екологічний журнал, 2, 6, 5 - 24.
- Gubanova A, Altukhov D (2007) Establishment of *Oithona brevicornis* Giesbrecht, 1892 (Copepoda: Cyclopoida) in the Black Sea. Aquatic Invasions 2: 407-410, <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2007.2.4.10>
- Harbison R., Volovik S., 1993. Annex I. Methods for the control of populations of the ctenophore, *Mnemiopsis leidyi* in the Black and Azov Seas. FAO Fisheries Report № 495. General Fisheries Council for the Mediterranean. Report of the Second Technical Consultation on Stock Assessment in the Black Sea. FAO. UN Roma. Government Printing Office. 32 - 44
- Halim, Y. 1967. Dinoflagellates of the South East Caribbean Sea (East Venezuela). Internationale Revue des gesamten Hydrobiologie 52: 701-755.
- Harbison R., Volovik S., 1994. The ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea. In: Nonindigenous estuarine and marine organisms (MRMO), 25 - 26.
- Hallegraeff, GM. 2003. Taxonomic Principles. In: Hallegraeff, GM, Anderson, DM & AD Cembella (Eds.). 383-432. Manual on Harmful Marine Microalgae. UNESCO Publishing, Paris. 793pp.
- HARDING J M., ROGER MANN, PETER MOELLER AND MICHELLE S. HSIA 2009. Mortality of the Veined Rapa Whelk, *Rapana venosa*, in Relation to a Bloom of *Alexandrium monilatum* in the York River, United States, Journal of Shellfish Research, Vol. 28, No. 2, 363-367,
- Hemminga MA, Duarte CM (2000). Seagrass ecology. Cambridge University Press. p. 1298.
- Howell, JF. 1953. *Gonyaulax monilata* sp. nov., the causative dinoflagellate of a red tide in the east coast of Florida in August-September 1951. Trans. Amer. Microsc. Soc. 72: 153-15.
- Hsia, MH, Morton, SL, Smith, LL, Beauchesne, KR, Huncik, KM & PDR Moeller. 2006. Production of goniodomin A by the planktonic, chain-forming dinoflagellate *Alexandrium monilatum* (Howell) Balech isolated from the Gulf coast of the United States. Harmful Algae 5: 290-299.
- IOC/UNESCO, IMO, FAO, UNDP. (2011). A Blueprint for Ocean and Coastal Sustainability. Paris: IOC/UNESCO
- Ivanova, Petya & Dzhebekova, Nina & NIKOLOV, VENELIN. (2018). New data for invasive pilengas mullet species *Liza haematocheila*, (Temminck and Schlegel, 1845) along Bulgarian Black Sea coast. Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW - Animal Science. 56. 231-237. 10.22630/AAS.2017.56.2.24.
- Jannson OB (1967). The significance of grain size and pore water content for the interstitial fauna of the sandy beaches, Oikos, 18: 311-322
- Joint Black Sea Surveys (2016) National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016 REVEALING THE SECRETS OF THE BLACK SEA, <http://emblasproject.org/wp->



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



[content/uploads/2017/04/Joint-Black-Sea-Surveys-2016\\_16.pdf](#)

- Josefsson, M. 2011. NOBANIS - Invasive Species Fact Sheet - *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides*. - Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS, [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org) (accessed 21.11.2019).
- Kamburska L., 2004. Effects of *Beroe ovata* on gelatinous and other zooplankton along the Bulgarian Black Sea coast, NATO ASI Series "Aquatic invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas", H. Dumont et al.[eds.], Kluwer Academic Publishers, 137 - 154.
- Kamburska L., Moncheva S., Konsulov A., Krastev A., Prodanov K., 2003. The invasion of *Beroe ovata* in the Black Sea - why a warning for ecosystem concern? In: Oceanology, IO - BAS, 4, 111 - 124.
- Kamburska L., Stefanova K., 2005. Distribution and size structure of nonindigenous ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz, 1874) in the Western Black Sea, 1998 - 2001. Acta zool. bulg., 57, 1, 83 - 94.
- Kamburska L., Shiganova T., Stefanova K., Moncheva S., Dowell M., 2005. Interannual variations in the summer distribution of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea. Joint JRC - TAIEX - Sofia University Workshop "Understanding and modelling the Black Sea ecosystem in support of marine conventions and environmental policies", 22 - 23 September 2005, Varna, Bulgaria".
- KARAPETKOVA M., ZHIVKOV M., 2006: Fishes in Bulgaria. Gea-Lybris, Sofiya.
- Kasapoglu, N., Duzgunes, E., Saglam, N. E., & Saglam, H. (2015). Alien Species And Their Impacts In The Black Sea.
- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppakoski, E., Cinar, M.E., Ozturk, B., Grabowski, M., Golani, D., Cardoso, A.C., 2014. Impacts of marine invasive alien species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. Aquat. Invasions 9, 391-423.
- Kideys A., Romanova Z., 2001. Distribution of gelatinous macroplankton in the southern Black Sea during 1996 - 1999. Marine Biology, 139, 535 - 547
- Kiselev, I.A., Zinova, A.D., and Kursanov, L.I., Identification manual of the lower plants, Vol. 2, in: Algae, Sov. Nauka Press, Moscow, 1953. [Rus.]
- Konsulov A., Kamburska L., 1997. Sensitivity to antropogenic factors of the plankton fauna adjacent to the Bulgarian coast of the Black Sea. Ozsoy & Mikaelyan (eds.) Sensitivity to change: Black Sea, Baltic Sea and North Sea, 95 - 104.
- Konsulov A., Kamburska L., 1998. Ecological determination of the new ctenophore - *Beroe ovata* invasion in the Black Sea, Okeanologia, 2, 195 - 198.
- Konsulov A., 1999. Trophic determination of Ctenophora's new species invasion into the Black Sea - Dokl. Acad. Nauk, 52, 1 - 2.
- Kovalev E.A., L.A. Zhivoglyadova, N.K. Revkov, L.N. Frolenko, D.F. Afanasyev, 2017, First Record of the Bivalve *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842), in the Russian Part of the the Azov-Black Sea Basin, Rossiiskii Zhurnal



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- Biologicheskikh Invazii, 2017, No. 3, pp. 24-29.
- Kovtun, Oleg & Manilo, L (2013). Mediterranean fish – *Gammogobius steinitzi* Bath, 1971 (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae) – a new representative of the Black Sea ichthyofauna. ACTA ICHTHYOLOGICA ET PISCATORIA. 43. 307-314. 10.3750/AIP2013.43.4.08.
- Kraufvelin P, Salovius S, Christie H, Moy FE, Karez R, Pedersen MF (2006). Eutrophication-induced changes in benthic algae affect the behavior and fitness of the marine amphipod *Gammarus locusta*. Aquat. Bot. 84: 199-209.
- Kovalev, E. A., Zhivoglyadova, L. A., Revkov, N. K., Frolenko, L. N., & Afanasyev, D. F. (2017). First record of the bivalve *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842) in the Russian part of the the Azov-Black Sea basin. Russian Journal of Biological Invasions, 8(4), 316-320.
- Kuiter, R.H. and T. Tonozyuka, 2001. Pictorial guide to Indonesian reef fishes. Part 3. Jawfishes – Sunfishes, Opistognathidae – Molidae. Zoonetics, Australia. p. 623-893.
- Latz, MI, Bovard, M, VanDelinder, V, Segre, E, Rohr, J & A Groisman. 2008. Bioluminescent response of individual dinoflagellate cells to hydrodynamic stress measured with millisecond resolution in a microfluidic device. J. Exp. Biol. 211: 2865-2875.
- Llope M., Daskalov G.M., Rouyer T., Mihneva V., Chan Kung – Sik, Grishin A., Stenseth N. Ch., 2011. Overfishing of top predators eroded the resilience of the Black Sea system regardless of the climate and anthropogenic conditions. Global Change Biology, 17, 1251- 1265, doi: 10.1111/j.1365-2446.2010.02331.x
- Loeblich III, AR. 1970. The amphiesma or dinoflagellate cell covering. In: Yochelson, EL (Ed.). Proceedings of the North American Paleontological Convention, Chicago, September 1969, Part 2. G. Allen Press, Lawrence, KS. 867-929.
- MARINOV, T. 1990. The zoobenthos from the Bulgarian sector of the Black Sea (in Bulgarian). .Bulg.Acad.Sci. Publ., Sofia, 195 pp.
- Maugé, L.A., 1986. Gobiidae. p. 358-388. In J. Daget, J.-P. Gosse and D.F.E. Thys van den Audenaerde (eds.) Check-list of the freshwater fishes of Africa (CLOFFA). ISNB, Brussels; MRAC, Tervuren; and ORSTOM, Paris. Vol. 2.
- May, SP, Burkholder, JM, Shumway, SE, Hegaret, H, Wikfors, GH & D Frank. 2010. Effects of the toxic dinoflagellate *Alexandrium monilatum* on survival, grazing and behavioral response of three ecologically important bivalve mollusks. Harmful Algae 9: 281-291.
- Micu, D., Annotated checklist of the marine Mollusca from the Romanian Black Sea, in International Workshop on Black Sea Benthos, Ozturk, B., Mokievsky, V.O., and Topaloglu, B., Eds., Sibiu: Turk. Mar. Res. Found., 2004a, pp. 84-149.
- Micu, D., First record of *Musculista senhousia* (Brenson in Cantor, 1842) from the



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- Black Sea, Int. Symp. of Malacology, Romania, Sibiu, 2004, Abstracts of Papers, Sibiu, 2004b, p. 47.
- Miller, P.J., 1990. Gobiidae. p. 925-951. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon, SEI, Paris; and UNESCO, Paris. Vol. 2.
- Milchakova N. 2011. Marine plants of the Black Sea. An illustrated field guide., Digit Print Press, Sevastopol, 144 pp
- Minicheva G.G., Eremenko T.I. Algae discoveries in the northwestern Black Sea // Algologiya. -1993. - 3, No 4. - P. 83-87.
- Minicheva G.G., 2007, Contemporary morpho-functional transformation of seaweed communities of the Zernov phyllophora field (Black Sea) International Journal on Algae 1(1):1-21
- Minicheva G.G., 2015, New Invader in the Black Sea: Kelp Chorda tomentosa Lyngb. International Journal on Algae, 17(3):219-224
- Mistri, M., Ecological characteristics of the invasive Asian date mussel, Musculista senhousia, in the Sacca di Goro (Adriatic Sea, Italy), Estuaries, 2002, vol. 25, no. 3, pp. 431-440.
- Moestrup, Ø., Akselmann, R., Fraga, S., Hoppenrath, M., Iwataki, M., Komárek, J., Larsen, J., Lundholm, N., Zingone, A. (Eds), 2009 onwards. IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae. Accessed at <http://www.marinespecies.org/hab>.
- Moncheva S., 2013. Assessment of ecological status of marine waters sensu WFD Phytoplankton. MOEW-0-33-18/ 12.06.2013 (in Bulgarian)
- Moncheva Snejana, Boicenco Laura, Alexander S. Mikaelyan, Andrei Zotov, Natalia Dereziuk, Ciuri Gvarishvili, Natalia Slabakova, Radka Mavrodieva, Oana Vlas, Larisa A. Pautova, Vladimir A. Silkin, Volodymyr Medinets, Fatih Sahin, Ali Muzaffer Feyzioglu, 7BSC, 2019. State of the Environment of the Black Sea (2009-2014/5). Edited by Anatoly Krutov. Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC) 2019, Istanbul, Turkey, 811 pp.
- MONCHEVA, S., GOTSIS-SKRETAS O., K. PAGOU & A. KRASTEV. 2001. Phytoplankton blooms in Black Sea and Mediterranean coastal ecosystems subjected to anthropogenic eutrophication: similarities and differences. Estuar. Coast. Shelf S., 53(3): 281-295.
- Moncheva S., L. Kamburska 2002. Plankton stowaways in the Black Sea- impacts on biodiversity and ecosystem health. - In: Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black Seas, CIESM Workshop Monographs, Monaco, 20, 47-53.48.
- Moncheva, S., Parr, B., 2015. Black Sea Monitoring Guidelines-phytoplankton. Black Sea Commission, Istanbul Turkey 46 p.
- MONCHEVA, S., PETROVA-KARADJOVA V. & A. PALASOV. 1995. Harmful algae blooms along the Bulgarian Black Sea coast and possible patterns of fish and zoobenthic



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- mortalities. In: P. Lassus, G. Arzul, E. Denn and P. Gentien (Editors). Harmful Marine Algal Blooms. Lavoisier Publ. Inc., pp. 193-198.
- Moncheva S., Stefanova K., Doncheva V., Hristova O., Dzhurova B., Racheva E., 2015. Plankton indicators to inform Eutrophication Management. In: Ozhan E. (Editor), Proceedings of the Twelfth International Conference on the Me -10 October 2015, Varna, Bulgaria MEDCOAST, Mediterranean Coastal Foundation, Dalyan, Mugla, Turkey, 2015, ISBN:978-605-85652-4-1351 362
- Mutlu E., 1999. Distribution and abundance of ctenophores and their zooplankton food in the Black Sea. II. Mnemiopsis leidyi. Mar. Biol., 135, 603 -614.
- NESTEROVA, D., S. MONCHEVA, A. MIKAE LYAN, A. VERSHININ, V. AKATOV, L. BOICENCO, Y. AKTAN, F. SAHIN & T. GVARISHVILI. 2008. The State of Phytoplankton. In: T. Oguz (Editor). BSC, 2008. State of the Environment of the Black Sea (2001 - 2006/7). Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea against pollution (BSC) 2008-3, Istanbul, pp. 173-200
- Niermann U., Greve W., 1995. Distribution and fluctuation of dominant zooplankton species in the southern Black Sea in comparison to the North Sea and Baltic. Ozsoy & Mikaelean (eds.): Sensitivity to change: Black Sea, Baltic Sea and North Sea, NATO ASI Series, 2, Environment - 27, Kluwer Academic Publishers, 65 - 77.
- Niermann U., Bingel F., Gorban A., Gordina A., Gucu A., Kideys A., Konsulov A., Radu G., Subbotin A., Zaika V., 1994. Distribution of anchovy eggs and larvae (Engraulis encrasicolus Cuv.) in the Black Sea in 1991 - 1992. ICES Journal of Marine Science, 51, 395 - 406.
- Niermann U., 2004. Mnemiopsis leidyi: Distribution and effect on the Black Sea ecosystem during the first years of invasion in comparison with other gelatinous blooms. Aquatic Invasions in the Black, Caspian and Mediterranean Seas, 3 - 31, H. Dumont et al. (eds.)
- Norris, DR. 1983. The occurrence of a toxic dinoflagellate in the Indian River system, Florida. Fla. Sci. 46: 150-153.
- Ojaveer, H., Galil, B.S., Campbell, M.L., Carlton, J.T., Canning-Clode, J., Cook, E.J., Davidson, A.D., Hewitt, C.L., Jelmert, A., Marchini, A., McKenzie, C.H., Minchin, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Olenin, S., Ruiz, G., 2015. Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. PLoS Biol. 13 (4), e1002130. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002130>.
- Ozer, A., Öztürk, T., Yurakhno, V., Kornyychuck, M.Y., 2014. First report of Eimeria sardinae (Apicomplexa: Coccidia) from the Turkish coast of the Black Sea. Ege J Fish Aqua Sci, 31(3): 151-153. doi: 10.12714/egejfas.2014.31.3.06
- Öztürk, T. & Özer, A. (2016). Digenean Parasites of Atlantic Horse Mackerel (Trachurus trachurus) in the Turkish Black Sea Coast. Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 33(1): 35-40. doi: 10.12714/egejfas.2016.33.1.06





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- Patzner, R.A., J.L. Van Tassell, M. Kovačić and B.G. Kapoor, 2011. The biology of gobies. Enfield, NH: Science Publishers; Boca Raton, FL: Distributed by CRC Press, 685 p.
- Penna, A., Fraga, S., Maso, M., Giacobbe, M.G., Bravo, I., Garces, E., Vila, M., Bertozzini, E., Andreoni, F., Luglie, A., Vernesi, C., 2008. Phylogenetic relationships among the Mediterranean Alexandrium (Dinophyceae) species based on sequences of 5.8S gene and Internal Transcript Spacers of the rRNA operon. Eur. J. Phycol. 43, 163-178.
- Prodanov K., Moncheva S., Konsulov A., Kamburska L., Konsulova Tz., Dencheva K., 2001. Recent ecosystem trends along the Bulgarian Black Sea coast - Proc. Inst. Oceanology (Varna) 3, 110 - 127.
- Purcell J, Nemazie D, Dorsey S, Gamble J., Houde D, 1993. In situ predation rates on bay anchovy eggs and larvae by scyphomedusae and ctenophores in Chesapeake Bay, USA, ICES CML, 42 - 64.
- Ray, SM & DV Aldrich. 1967. Ecological interactions of toxic dinoflagellates and mollusks in the Gulf of Mexico. 75-83. In: Russell, FE & PR Saunders [Eds.]. Animal Toxins, First International Symposium on Animal Toxins. Pergamon Press, NY.
- Rubino, F., Moncheva, S., Belmonte, M., Slabakova, N., Kamburska, L., 2010. Resting stages produced by plankton in the black sea Biodiversity and ecological perspective. Rapp. Comm. Int. Mer Médit. 39, 399.
- Selifonova, Zh.P., Kontrol' sudovykh ballastnykh vod kak metod predotvrashcheniya biologicheskogo zagryazneniya morskoi sredy (Control Over Ship Ballast Waters as the Prevention Method of Biological Marine Environment Pollution), Apatity: Kol'skii Nauchnyi Tsentr RAN, 2010, 87 p.
- Shalovenkov, N. (2017). Non-native zoobenthic species at the Crimean Black Sea Coast. Mediterranean Marine Science, 18(2), 260-270.
- Shalovenkov N. N. 2020 Tendencies of Invasion of Alien Zoobenthic Species into the Black Sea Russian Journal of Biological Invasions Pub Date: 2020-07-01, DOI: 10.1134/s2075111720020095
- Shiganova T., 1997. Mnemiopsis leidyi abundance in the Black Sea and its impact on the pelagic community. Ozsoy&Mikaelyan (eds.) Sensitivity to change: Black Sea, Baltic Sea and North Sea, 117 - 129.
- Shiganova, T. & Ozturk, B. 2010. Trend on increasing Mediterranean species arrival into the Black Sea. In F. Briand, ed. Climate forcing and impacts on the Black Sea marine biota. CIESM Workshop Monographs, No.39: 75-93. Monaco, CIESM.
- Silkin V.A., L.A. Pautovab, M. Giordanoc, V.K. Chasovnikova, S.V. Vostokovb, O.I. Podymova, S.V. Pakhomovab, L.V. (2019) Drivers of phytoplankton blooms in the northeastern Black Sea Marine Pollution Bulletin 138 274-284
- Stæhr, P.A., Jakobsen, H.H., Hansen, J.L.S., Andersen, P., Storr-Paulsen, M., Christensen, J., Lundsteen, S., Göke, C., Carausu, M.C., 2016. Trends in Records and Contribution of Nonindigenous Species (NIS) to Biotic



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



- Communities in Danish Marine Waters. Scientific Report from Danish Centre for Environment and Energy (DCE) No. 179. Aarhus University 44 pp. <http://dce2.au.dk/pub/SR179.pdf>
- Svetovidov, A. N. (1964) The Fishes of the Black Sea. Opred Faune SSSR, 86 pp (In Russian).
- Taylor, FJR. 1976. Dinoflagellates from the international Indian Ocean Expedition. Bibliothec. Botan. 132: 1-234 + 46 Plates.
- Temnykh A, Nishida Sh (2012) New record of the planktonic copepod *Oithona davisae* Ferrari and Orsi in the Black Sea with notes on the identity of "*Oithona brevicornis*". Aquatic Invasions 7: 425-431, <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2012.7.3.01>
- Tsiamis, K., Zenetos, A., Deriu, I., Gervasini, E., Cardoso, A.C., 2018. The native distribution range of the European marine non-indigenous species. Aquat. Invasions 13 (2), 187-198.
- Uusitalo L, Blanchet H, Andersen JH, Beauchard O, Berg T, Bianchelli S, Cantafaro A, Carstensen J, Carugati L, Cochrane S, Danovaro R, Heiskanen A-S, Karvinen V, Moncheva S, Murray C, Neto JM, Nygård H, Pantazi M, Papadopoulou N, Simboura N, Srebalienė G, Uyarra M, CandBorja A (2016) Indicator-Based Assessment of Marine Biological Diversity - Lessons from 10 Case Studies across the European Seas. Front. Mar.Sci.3:159. doi: 10.3389/fmars.2016.00159
- Vassilev, M., Apostolou, A., Velkov, B., Ivanova, P., Panayotova, M., Pehlivanov, L. (2010) Status of Gobiid ichthyofauna (Gobiidae) in Bulgaria: taxonomical, conservative, ecological and social aspects. IV International Symposium of Ecologists of the Republic of Monte Negro, Budva, 6-9 October 2010, Natura Montenegrina, Podgorica, 10 (2): 115-124.
- Walker, LM & KA Steidinger. 1979. Sexual reproduction in the toxic dinoflagellate *Gonyaulax monilata*. J. Phycol. 15: 312-315.
- Wallentinus, I., Nyberg, C.D., 2007. Introduced marine organisms as habitat modifiers. Mar. Pollut. Bull. 55, 323-332. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.010>.
- Watson, W., 2009. Larval development in blennies. pp. 309-350. In Patzner, R.A., E.J. Gonçalves, P.A. Hastings and B.G. Kapoor (eds.) The biology of blennies. Science Publishers, Enfield, NH, USA. 482 p.
- WoRMS - World Register of Marine Species - Chorda filum (Linnaeus) Stackhouse, 1797.htm
- Yamada, U., S. Shirai, T. Irie, M. Tokimura, S. Deng, Y. Zheng, C. Li, Y.U. Kim and Y.S. Kim, 1995. Names and illustrations of fishes from the East China Sea and the Yellow Sea. Overseas Fishery Cooperation Foundation, Tokyo, Japan. 288 p.
- Yankova, M & Pavlov, D, & Ivanova, P. & Karpova, E. & Boltachev, A & Bat, L & Oral, Muammer & Mgeladze, Marina. (2013). Annotated check list of the non-native fish species (Pisces) of the Black Sea. Black Sea/Mediterranean



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И  
ГОРИТЕ



Environment. 19. 247-255.

Yasakova, O.N., 2011. New species of phytoplankton in the northeastern part of the Black Sea. Russ. J. Biol. Invasions 2, 63-67.

Zander, C.D., 1986. Blenniidae. p. 1096-1112. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, volume 3. UNESCO, Paris

Zengin, S., Turan, D., Kovacic, M. (2007) First record of the red-mouthed goby, *Gobius cruentatus* (Pisces: Gobiidae), in the Black Sea. International Journal of Ichthyology CYBIUM 31 (1): 87-88.

ZHIVKOV M., PRODANOV K., TRICHKOVA T., RAIKOVA-PETROVA G., IVANOVA P., 2005: Fishes in Bulgaria research priorities, conservational and sustainable use. In: Current state of the Bulgarian biodiversity problems and perspectives, A. Petrova (Ed.), Sofia, Bulgaria: Balgarska Bioplatforma: 247-281.

ZOLOTAREV, V. 1996. The Black Sea ecosystem changes related to the introduction of new mollusc species. Mar. Ecol., 17: 227-236.