



Инвазивни чужди видове (IAS) в Черно море

Част II: Картографиране на IAS - включително
дейности по проучвания, за предотвратяване и контрол
на разпространението на инвазивни чужди видове

Автори
Доц. д-р Елица Петрова;
Доц. д-р Веселина Михнева

Институт по рибни ресурси - Варна, ССА
20.09.2020



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



1. Въведение	2
2. Естествени врагове на ИЧВ в Черно море	5
3. Описание на жизнен цикъл на определения индивид с възможности за ограничаване на разпространението	10
4. Добри практики, световни и европейски за превенция на ИЧВ	14
5. Практически опити за ограничаване на ИЧВ в определени територии, чрез използване на уреди, техники и или други методи за влияние	20
6. Заключение	23
7. Литература	24

Цитиране: Петрова Е., Михнева В., 2020. Инвазивни чужди видове (IAS) в Черно море (част II): Дейности по проучвания, за предотвратяване и контрол на разпространението на инвазивни чужди видове (IAS); по проектно предложение №: BG14MFOP001-1.006-0003, финансирано от Програма „Морско дело и рибарство“ 2014 – 2020 г., 36 стр.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



**Инвазивни чужди видове в Черно море:
Картографиране (част II) – дейности по проучвания,
за предотвратяване и контрол на разпространението
на инвазивни чужди видове (IAS)**

1. Въведение

Съществуват множество международни законодателни инструменти и насоки за оценка и управление на въздействията, причинени от неместните видове (**Non-Indigenous Species, NIS**). Член 8, от **Конвенцията за биологично разнообразие** (CBD) гласи, че страните следва „да предотвратяват въвеждането, да осигуряват контрол или ликвидиране на чуждите видове, които застрашават екосистемите, местообитанията или видове“. Тъй като, NIS засягат всички основни таксономични групи и екосистеми и се считат за приоритетна тема на Конвенцията, те биват разглеждани в рамките на тематичните работни програми и междусекторните въпроси на Конвенцията.

Един от най-взискателните международни инструменти е **Рамковата директива на Европейския съюз за морската стратегия (MSFD) (European Commission (2008): Directive 2008/56/EC)**. Критериите за „добро състояние на околната среда“ на тази стратегия включват „въздействието на неместните инвазивни видове на ниво видове, местообитания и екосистема“ (**European Commission (2010) – 2010/477/EU**).

Регламентът, приет от Европейския съвет за предотвратяване и управление на въвеждането и разпространението на инвазивни чужди видове (IAS) (**European Commission (2014) Regulation (EU) No 1143/2014**), определя IAS като такива със „значително отрицателно въздействие върху биологичното разнообразие, както и със сериозни икономически и социални последици“. Този Регламент предоставя набор от мерки за борба с тези видове, вариращи от превенция, ранно откриване и бързо ликвидиране до управление на инвазивни чужди видове. Придружаващ работен документ на Европейската комисия (**European Commission, 2013**) определя IAS като „чужди видове, чието въвеждане или разпространение е свързано (чрез оценка на риска) със заплахи за биологичното разнообразие и екосистемните услуги или има отрицателно въздействие върху околната среда, обществото и икономиката“.

В Стратегията на ЕС за биологичното разнообразие до 2020 г., като цел № 5 е посочена „Борба с инвазивните чужди видове“, като се предвижда до 2020 г. инвазивните чужди видове (IAS) и техните пътища да се идентифицират и приоритизират, приоритетните видове да се контролират или унищожават, а пътищата да се управляват, за да се предотврати въвеждането и създаването



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



на нови IAS. Същевременно се предвижда дейност № 16: Създаване на специален законодателен инструмент за инвазивните чужди видове.

В Стратегията на ЕС за биологичното разнообразие до 2030 г., се отчита нуждата от ускорено прилагане на Регламента на ЕС за инвазивните чужди видове (както и на други приложими законодателства и международни споразумения), с цел да сведе до минимум и, когато е възможно, да премахне въвеждането и установяването на чужди видове в околната среда на ЕС. Основната цел е **управление на установените инвазивни чужди видове и понижаване на броя на видове в Червения списък, застрашени от инвазии, с 50 %**.

Ojaveer et al, (2015) прави подробен анализ на управлението на IAS в морските екосистеми и очертава специфичните проблеми и предизвикателства при разработването и прилагането на рамка за определяне на въздействията на IAS. Сред основните проблеми се изтъква, че **формирането на концепцията за местните видове и естествените ареали зависи от коректността на научните познания за биотата в даден регион**. Смята се, че тъй като морските биологични изследвания започват още през 19-ти век, разполагаме с точна мярка по отношение на NIS и местната биота. В действителност, разпространението на видовете в морските екосистеми е под въздействие на човека много преди началото на тези изследвания и това пречи за ясно очертаване на процесите на инвазия, основани на предполагаеми „изходни“ данни [11-13] и във връзка с т.нар. „криптогенни“ видове (видове, които са морфологично сходни, но генетично различни) ([5]).

Усилията за изследване на наличието и изобилието на морски NIS датират сравнително отскоро [14,15]) и поради липса на проучвания или опит, откриването на NIS може да изостане с десетилетия [16-18]. **Ето защо, броят на регистрираните морски NIS вероятно е силно подценен**. Мащабът на проблема е труден за оценка и варира между различните таксони, местообитания и региони (19). Предполага се, че наборите от данни са най-точни за големите и забележими видове, но все по-често прилаганите молекулярни инструменти разкриват нови видове и погрешни идентификации дори сред риби и ракообразни [20-23]. Много **морски NIS, особено по-малките по размер таксони, включително протозои, бактерии и вируси**, остават неразпознати и неоткрити поради проблеми при таксономичната експертиза [11,24] и липса на приоритети при изследването на NIS (вж. [14]).

Критичен момент е, че дори и за тези **морски NIS, които са потвърдени, разбирането относно тяхното въздействие е ограничено**. Въздействията за по-голямата част от морските NIS остават неизвестни и не са изследвани количествено или експериментално в достатъчно дълги времеви и пространствени мащаби [25], а кумулативните и синергичните им връзки с други източници на промени в морската среда са до голяма степен неизвестни [26 – 28]. Ето защо, често **броят на морските NIS с достатъчно данни, за да изпълни критерият за „значително отрицателно въздействие“, е нисък, а**



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



разбирането за функциите на морската екосистема е ограничено поради липсата на подходящи проучвания. Освен ако въздействията не са забележими, не предизвикват преки икономически разходи или не засягат здравето на хората, те не успяват да предизвикат общественото съзнание, финансиране и научен анализ.

В морските местообитания повечето видими въздействия от биоинвазиите изглежда са свързани с биоразнообразието и здравето на екосистемите. Ето защо сред основните проблеми при оценка на въздействията от NIS, които пречат за формиране на адекватни управленски мерки е **оскъдността на основните познания** [32-35] и въпреки усилията през последните години, оскъдността на данните не е коригирана [32,36,37].

Само малка част от регистрираните морски NIS са официално оценени за въздействие. Например, проучване на литературата за НИС при морските макроводорасли разкрива пълна информация за въздействието само на 12 вида в световен мащаб [38]. Kastanevakis et al [39] разглеждат данните за въздействието на морските NIS в Европа и стигат до заключението, че доказателствата за повечето въздействия върху екосистемата са слаби, тъй като се основават на експертна преценка или на неясни корелации и само 13 % от докладваните въздействия са подкрепени с експериментално потвърждение.

Проблемът с **оскъдните данни се изостря от склонността да се „пропускат“ въздействия много по-често, отколкото да се приписват неправилно.** Дейвидсън и Хюит [45] твърдят, че голямата част от проучванията върху NIS (97%) са недостатъчни за откриване на въздействие. За съжаление, последицата от неоткриването на въздействия често кара управлението да приеме факта, че няма въздействие. Тази фалшива сигурност се прехвърля в областта на политиката, където видовете, за които не е установено въздействие се счита, че нямат въздействие и се категоризират като безвредни. Ето защо, при изследвания върху въздействие на NIS даващи незначителни резултати, **се налага внимателна оценка на риска.** Когато размерите на извадките са малки и/или променливостта в наблюденията/данните е висока, може да е целесъобразно тези констатации да бъдат включени в съставянето на данните за въздействието. И обратно, когато размерите на извадките са големи и/или променливостта е ниска, може да е безопасно да се предположи, че NIS нямат въздействие.

За да се постигне устойчиво управление на природните ресурси е важно да се разберат, анализират и предприемат спешни мерки за управление по отношение на множество проблеми, сред които – **точната идентификация на инвазивните видове и ограничаването на тяхното развитие.** Във връзка с управлението и контрола на инвазивните видове изследванията в Черно море следва да са по-ясно ориентирани към изясняване на връзките хищник-жертва, размножаването и темповете на нарастване на инвазивните видове, връзката между тяхното разпространение и факторите на околната среда, оценка на ограничаващите фактори, естествените бариери и други.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



2. Естествени врагове на ИЧВ в Черно море

Навсякъде, където се въвеждат NIS, те формират взаимодействия както с местни, така и с други неместни видове в новото местообитание. В същото време вредните взаимодействия с видовете от техния местен ареал, като хищници, паразити или патогени, могат да отпаднат в новия ареал (т.нар. „хипотеза за освобождаване на врага“, Jeschke et al. 2012; Papacostas et al. 2017). Промените в режимите на взаимодействие на NIS по време на процеса на инвазия са сред най-важните фактори, определящи дългосрочния потенциал за успешно установяване след първоначалното въвеждане на NIS. За да се **илюстрира ролята на хищничеството** за ограничаване на популацията на инвазивните видове, като пример разглеждаме промените в **концентрацията на *M. leidyi* в западната част на Черно море преди и след естественото внедряване на другия хищен вид – *Beroe ovata*, който консумира *M. leidyi*.**

Ктенофората *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz) първоначално е описана за северноамериканския източен бряг, и е внедрена в Черно море през 80-те години, като впоследствие се разпространява в Средиземно море (Shiganova et al. 2001a). При въвеждането си в нови местообитания *M. leidyi* демонстрира бърз растеж на популацията (Vinogradov et al. 1989) и има отрицателен ефект върху промишлените рибни запаси, поради интензивното хищничество върху зоопланктонното съобщество (Purcell et al. 2001).

Успешното установяване на *M. leidyi* в нови местообитания се дължи на липсата на естествени врагове в екзотичните местообитания (Purcell et al. 2001). В Черно море този процес е ясно проследим, тъй като количеството на *M. leidyi* намалява значително след въвеждането на другият нов вид ктенофора – *Beroe ovata*, който се храни основно (стенотрофен консуматор) с *M. leidyi* (Shiganova et al. 2001b). **Видът *Beroe ovata* (фиг.1) е установен в Черно море през 1997 г. (Консулов, 1989).**





МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Фигура 1. *Beroe ovata*,
(https://allyouneedisbiology.files.wordpress.com/2015/02/beroe-ovata_5.jpg)

Изследванията в западната част на Черно море, показват, че през 90-те години на XX век *M. leidy* доминира зоопланктонното съобщество и формира около 90 % от биомасата на зоопланктона. Към началото на 2000 г. процентното участие на *M. leidy* в общата биомаса на зоопланктона през летните месеци варира между 85 - 89 %, т. е. наблюдават се първите признаци на понижаване на количествата на инвазивния вид, след появата на *B. ovata* (Табл.1). През лятото на 2005 г., се установи интензивно развитие на *Beroe ovata*, което определи съществени структурни промени в зоопланктонното съобщество. Процентното участие на *Beroe ovata* нарастна до 56 % от биомаса на зоопланктона и 78 % от биомасата на желеобразния планктон (Табл.2). Хищничеството на *B. ovata* ограничи количеството на *M. leidy* - до 0.5 % от общата зоопланктонна биомаса, докато делът на мезозоопланктона нарастна до 29 %. През следващата година, процентният дял на *M. leidy* остана нисък ~ 14 % (Табл. 1), а тенденцията за понижени средно годишни биомаси на вида се запази през целия следващ период (Тодорова и съавтори, 2017).

Таблица 1.

Процентен състав на зоопланктонното съобщество: мезозоопланктон (MZ), *Menimopsis leidy*, други желеобразни видове (*A. aurita*, *B. ovata*, *Pl. pileus*) при формиране на общата зоопланктонна биомаса ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ и $\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3}$) през летните месеци на 2002 - 2006 г. в западната част на Черно море, сравнени с данните през лятото на 1991 г.

	Обща биомаса на зоопланктона ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)	% от общата биомаса ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)			Обща C-биомаса на зоопланктона ($\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3}$)	% от въглеродната биомаса ($\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3}$)		
		% MZ	% <i>M. leidy</i>	% Други желеобразни видове		% MZ	% <i>M. leidy</i>	% Други желеобразни видове
1991	5815.98	1.32	91.34	7.33	21.31	25.2	68.79	6.00
2002	5727.43	1.51	85.20	13.29	18.53	14.8	72.68	12.48
2003	3684.74	4.81	87.05	8.14	15.28	36.2	57.93	5.89
2004	6297.23	0.31	89.75	9.93	18.84	7.23	82.79	9.96
2005	502.65	28.8	0.48	70.71	11.24	90.5	0.05	9.48
2006	3389.96	2.37	13.87	83.75	11.18	50.3	11.61	38.09

Представен като процент от въглеродната биомаса на зоопланктона, делът на *M. leidy* след 2005 г. варира между 0.05 - 12 % и формира < 8 % от стойностите, установени в края на 80-те години (Шушкина и съавтори, 1990).



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ

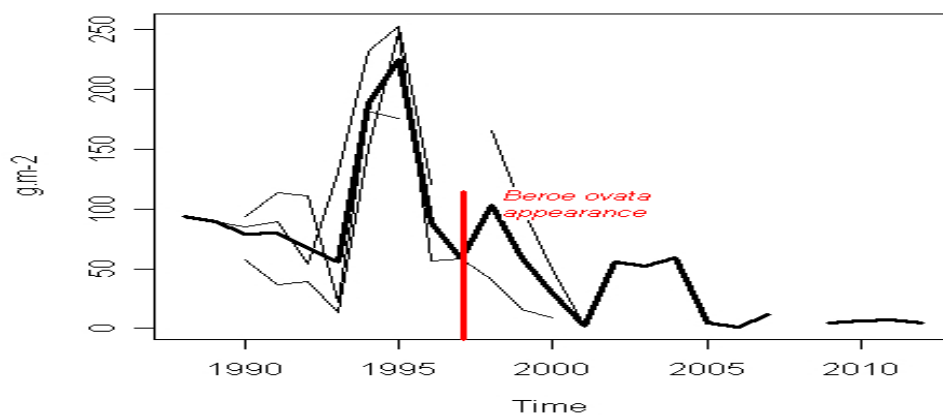


Съответно, през 2005 – 2006 г. процентният дял на мезозоопланктона достига средно 16 % от общата биомаса и 70 %, изразен спрямо въглеродната биомаса на зоопланктона (Табл. 1). По отношение на общата биомаса на желеобразните видове, делът на *M. leidyi* също намалява и варира между 2 – 14 % през топлите месеци (Табл. 2).

Таблица 2.
Средни месечни процентни дялове на *Aurelia aurita*, *Mnemiopsis leidyi*, *Pleurobrachia pileus* и *Beroe ovata*, изчислени спрямо общата биомаса (В, g.m⁻²) и численост (N, ind.m⁻²) на желеобразния зоопланктон.

	A. aurita		M. leidyi		Pl. pileus		B. ovata	
	% В	% N	% В	% N	% В	% N	% В	% N
07.2004	54.51	52.15	44.99	47.26	0.48	0.58	0	0
08.2004	10.13	25.74	88.99	56.87	0.88	17.39	0	0
09.2004**	44.52	15.57	51.2	57.13	4.28	27.3	0	0
10. 2004	15.62	1	79.04	98.21	0.66	0.48	4.68	0.31
03. 2005	96.39	36.2	0.85	2.2	2.59	61.2	0.17	0.4
06. 2005	84.65	75.16	14.71	14.73	0.64	10.11	0	0
08. 2005	21.21	14.14	0.75	7.78	0	0	78.03	78.08
02.2006	96.6	27.48	0	0	3.4	72.51	0	0
04.2006	86.72	42.62	0.83	1.92	12.45	55.47	0	0
05.2006	76.19	45.77	11.19	8.74	12.62	45.48	0	0
08.2006	69.53	55.81	12.13	13.81	0.82	14.15	17.52	16.23

Така, появата на *B. ovata* в Черно море определи ясна тенденция на понижаване на количеството на *M. leidyi* през последвалите години (Фиг. 2).





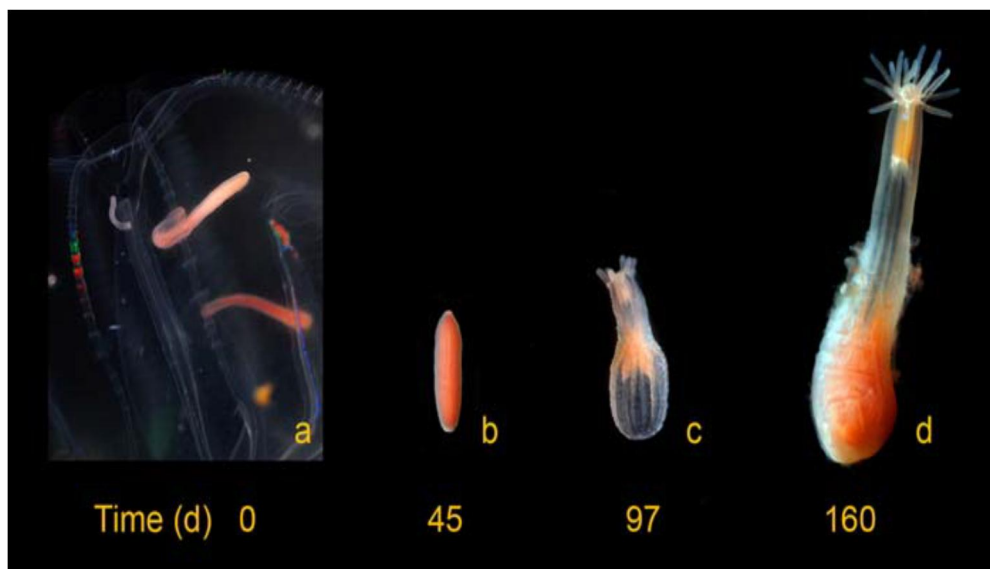
МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Фигура 2. Трендове на биомасата (g.m^{-2}) на *M. leidy* в различни региони на Черно море през 1990 – 2011 г. ($\lambda = 0.4$). (Плътната линия представя общия тренд на биомасата в Черно море, обозначена е първата поява на ктенофората *Beroe ovata*) (Данни за 1988 – 2001 г. – Grishin et al., 2007; данни – 2002–2011 г., Михнева, 2011).

Възможността за поява на локални "цъфтежи" на *M. leidy* не трябва да се изключва напълно, като се отчита цикличната динамика на вида и способността за бързо размножаване и нарастване при благоприятни условия. Биомасата на *M. leidy* може да нарасне главно в интервала от м. август до м. октомври, а появата на т.нар. "цъфтежи" се свързва със засилване на конкуренцията по отношение на храната с *A. aurita* и зоопланктоноядните риби.

По отношение на паразитизма и ефекта върху ктенофората *M. leidy*, съществуват данни за масово заразяване на вида от паразитни ларви на морски анемони – *Edwardsiella lineata* (фиг.3) в Североизточния Атлантук. Личинките на паразитните анемоните са често срещани в типичното местообитание на *Mnemiopsis*, главно през интервала от септември до ноември, като те могат да обхванат > 40 % от популацията на гостоприемника (Selander et al, 2010) и като последица, паразитната инфекция може да допринесе за контрол върху популацията (Bumann and Puls 1996).



Фиг.3. Ендопаразит *Edwardsiidae* в ктенофората *Mnemiopsis leidy*: Етапи на развитие на паразита: (a) Свободна ларва на *Edwardsiella* (b)



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



метаморфозирана *Edwardsiella* sp. (c) *E. lineata* (d). Възрастните *E. lineata* обикновено достигат дължина 10-30 mm (Selander et al, 2010)

Последиците от паразитизма върху динамиката на популацията на гостоприемника *M. leidy* са изследвани от Bumann & Puls (1996), които установяват, че скоростта на нарастване намалява при заразените екземпляри *M. leidy*. Паразитната инфекция няма пряк ефект върху плодовитостта, но поради връзката между размера и плодовитостта при *M. leidy*, Bumann & Puls изчисляват около 50 % намаляване на плодовитостта на заразените *M. leidy* след 2 дни инфекция и около 80 % намаляване – след 7 дни инфекция в сравнение с неинфектираните индивиди. Ето защо, Bumann and Puls (1996) предполагат, че високото разпространение на паразитите *Edwardsiidae* може да е съпроводено с бързо намаляване на популацията *M. leidy* в крайбрежните води.

Типичните местни популации от морските инвазивни видове обикновено имат над два пъти по-високо разпространение на паразитите и три пъти по-голямо богатство на паразитни видове в сравнение с въведените новосформирани популации (Torchin et al. 2002). Възможно е, паразитът *Edwardsiidae* да намалява вредните последици от развитието на *M. leidy*. Ако обаче паразитът зарази местните видове ктенофори, за които е известно, че се хранят с *M. leidy*, ефектът може да е обратен. Така напр. Reitzel et al. (2007) са установили високо разпространение на паразита при *B. ovata*, въпреки че появата на *E. lineata* при *B. ovata* е по-скоро случайно предаване, отколкото истински паразитизъм (Bumann and Puls 1996). Все пак, не може да се изключи възможността *E. lineata* да паразитира и върху някои местни видове ктенофори.

Предполага се, че *Edwardsiella lineata* е един от възможните организми за биологичен контрол, които могат да противодействат на отрицателните ефекти на *M. leidy* в екзотичните местообитания, но както посочват Reitzel et al. (2007), оценката на риска от подобна мярка не е лесна задача. Друг важен аспект от появата на *Edwardsiella* sp. се отнася до рекреационната стойност на морските райони. Ларвите на *E. lineata* могат да предизвикат дразнене на кожата при човека, което понякога прави плажове, силно засегнати от вида, негодни за плуване (Freudenthal и Joseph 1993).

В Черно море, Gayevskaya & Mordvinova, (1994) публикуваат данни за паразитизма на *E. Lineata* върху *M. leidy*, а пред българския бряг случаи на подобен паразитизъм са наблюдавани през пролетта на 2003-2004 г. (Михнева, непубликувани данни), но като цяло проблемът е слабо проучен в региона.

По отношение на другия силно инвазивен вид – оклювът ***Rapana venosa***, в Черно море няма типични хищници, ето защо видът се е разпространил неограничавано и оказва силен хищнически контрол върху местните популации на двучерупчести мекотели. Съществуват наблюдения, че **синият рак *Callinectes sapidus*** може да консумира рапани в залива Чесапийк, САЩ (Harding, 2003).



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Изследванията в този регион, сочат че младите рапани в залива Чесапийк са уязвими спрямо хищничеството от синия рак, поради припокриването на местообитанията и относително големият размер на потенциалните хищници на раци. Проведени са експерименти с хранене с използване на три класове размер на хищници от сини раци върху 1-и 2-годишни рапани, които показват, че сините раци от всички тествани размери консумират 1-годишни рапани, а 58% от всички предлагани рапани са изконсумирани в края на експеримента. Дву-годишните рапани се консумират от средни (67% от рапаните са консумирани) и големи (70% от от рапаните са консумирани) от сини раци, но не и от малките раци. Рапани с размери < 35 mm SL са уязвими за хищничество от всички размери на тестваните сини раци. Критичният размер на рапаните е >55 mm SL при наличие на големи сини раци, което показва, че има хищничество от раците не може да бъде избегнато преди постигане на 3-4 годишна възраст. Ето защо, хищничеството от сини раци върху млади рапани може да предложи като естествена стратегия за контрол на рапаните в различни местообитанията. В **Черно море, ролята на синия рак за контрола върху популацията на рапана е недостатъчно проучена.**

3. Описание на жизнен цикъл на определения индивид с възможности за ограничаване на разпространението

Geburzi & McCarthy (2018) дават подробно описание на елементите от жизнените цикли, които са определящи за успешната интродукция на NIS. Авторите подчертават, че от големия брой транспортирани и пренесени нови видове в морската среда, само малка част успешно се установяват и стават инвазивни. Някои екологични характеристики се явяват типични за всички морски инвазивни видове, независимо от таксоните, към които принадлежат, т.е. определящи са за успеха при интегриране в нова среда. Сред тях, **екологичната пластичност, по отношение на жизнените стратегии, поведение и физиология, е ключова характеристика на успешните видове-нашественици.** Особено важна е репродуктивната способност на неместните видове, тъй като репродуктивният успех е определящият фактор, дали даден вид успешно се установява и разпространява.

Видовете-нашествениците се характеризират с т.нар. **r-стратегия за развитие (ранна зрялост, кратко време на поколение, висока плодовитост, бързи темпове на растеж)** или със **способност да превключват между r- и K-стратегии** (Sakai et al. 2001), което позволява те да развият висок натиск върху новата среда дори при формиране на малка стартова популация. Особено важна е **способността на женските да продуцират по няколко поколения в рамките на размножителния сезон** (Hines 1986; Anderson and Epifanio 2010; van den Brink et al. 2013). При някои инвазивни видове раци се наблюдава възможност за **превключване или комбиниране на две стратегии за разпределението на енергетичните ресурси за възпроизводство** (Zeng et al.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



(2014). Касае се за начина на използване на енергията, придобита преди и по време на репродуктивния период, а дефиницията на стратегиите за размножаване засяга произхода на хранителните вещества и енергията, използвани при размножаването. Диференцират се два модела на използване на ендогенни и екзогенни източници на хранителни вещества за производството на яйца или млади (Zeng et al. 2014).

Изглежда, че в някои случаи сезонността също улеснява въвеждането на NIS. **Временното изместване на периодите на размножаване** намалява конкуренцията между ранните стадии на популациите от местни раци и инвазивния европейски крайбрежен рак *Carcinus maenas* в Австралия и дава предимство на инвазивния вид (Garside et al. 2015).

Наличието на планктонен ларвен стадий е често срещана характеристика на много морски таксони, но тя предоставя конкретни ползи при въвеждане на NIS чрез увеличаване на техните способности за разпространение. Тази особеност засяга най-вече вторичното регионално разпространение след първоначално въвеждане на даден вид. **Някои морски NIS притежават значително по-голяма продължителност на развитието на ларвите в сравнение с местните видове от същата таксономична група,** което се разглежда като средство за повишаване на потенциала за разпространение (Delaney et al. 2012; Katsanevakis et al. 2013). **Изборът на места за установяване през последните етапи на ларвните стадии** понякога се повлиява положително от химически сигнали, излъчвани от други обитатели на региона. Този механизъм е типичен например за рака *Hemigrapsus sanguineus* и се смята, че подобрява способността на вида да колонизира нови местообитания (Anderson and Epifanio 2009).

Използването на нови ресурси и предпочитанията към хранителните източници са други особености, които отличават видовете нашественици с високи нива на пластичност. Често се наблюдава **всеядност (при животните) и способност за бързо адаптиране към промененото снабдяване с храна** (напр. Blasi и O'Connor 2016), които позволяват на NIS да избягват конкуренцията в храненето с местните видове от сходно хранително звено. От друга страна, **новопристигналите видове също могат да причинят промени в храненето на местните видове, с негативен ефект за местния конкурент.**

Физиологията на видовете е важен компонент за определяне на способността му да се развие масово в дадено ново местообитание. За да може един нашественик да се адаптира, той трябва да премине през биотични и абиотични условия, известни като **„екологичен филтър“ на околната среда** (Crawl et al. 2008). Абиотичните фактори са първата част от филтъра, която NIS трябва да преодолее. Те трябва да са в състояние да преживеят промени във физиологията при стресови абиотични фактори като колебания в температурата и солеността на морската вода, засушаване, промени в кислородния режим и др. (Olyarnik et al. 2009). Даден вид може да е в състояние да понесе колебанията на абиотичните фактори, те също така трябва



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



да има висока конкурентна способност спрямо местните видове (Levine et al. 2004). **Неуспехът да оцелее през този филтър може да предотврати установяването или разширяването на обхвата на инвазивните видове** (Kelley, 2014). В Обединеното кралство проучване установява (Minchin et al, 2013), че по-голямата част от видовете НИС, въведени в британските води от 1850 г. насам, произхождат от северната част на Тихия океан, особено северозападната част (напр. Азия и Япония), последвана от северозападната част на Атлантическия океан (напр. Източния бряг на САЩ). Този резултат е в съответствие с констатациите от предишни проучвания, че **NIS от региони със сходни температурни режими с този на региона на въвеждане е по-вероятно да се установят и разпространят, тъй като видовете са физиологично адаптирани към условията на околната среда**, които изпитват в тези води. Разбира се, винаги има и видове, които са в състояние да понесат широк спектър от условия на околната среда (напр. видовете *Dreissena polymorpha* или *Ficopomatus enigmaticus*), което им позволяват да оцелеят извън условията, типични за местните ареали.

Температурата и солеността са два фактора, с висока значимост в ограничаването на способността на организмите да разширяват обхвата си като NIS, какъвто е случаят в проучванията на *Mytilus* (Nicholson 2002; Braby and Somero 2006a). *Mytilus trossulus* е вид, характерен за северната част на Тихия океан, но заменен по крайбрежието на Калифорния от мексиканската граница до залива Монтерей от *Mytilus galloprovincialis*, въведен в региона в началото на XX век (Geller 1999). Докато инвазивната мида (*Mytilus galloprovincialis*) е вид толерантен към високи температури, то *Mytilus trossulus* е добре адаптиран към райони, с критични нива на соленост, което прави хабитатите в Монтерей и залива на Сан Франциско смесена мозайка (Braby and Somero 2006a). **„Вероятността за установяване и последващо разпространение“** на NIS в реципиентна среда се базира предимно на характеристиките на околната среда (например температура, соленост и т.н.) и наличието на подходящ субстрат (ако е необходимо). Ако условията на околната среда са подобни на донорския регион и се осигури подходящ субстрат, тогава има по-голяма вероятност NIS да оцелее и да се утвърди (David et al, 2013, Cook et al, 2013). В предишни оценки на риска, базирани на „съвпадение на околната среда“, са прилагани различни екологични променливи, но поради общата липса на изходни данни и познания за историята на живота за много NIS е предложено, **че солеността е най-„точният“ параметър**, който се използва в процеса на анализ на риска (David et al, 2013). Например, японската скарида, *S. mutica*, обикновено се среща в напълно морска среда (> 30 PSU), но е установена 100% смъртност при соленост < 16 PSU. **Въпреки това има изключения, като *D. polymorpha* и *Eriocheir sinensis*, като последния вид мигрира от сладководни води към морски, за да хвърля хайвера си и да завърши жизнения си цикъл. В някои случаи NIS са в състояние да поддържат популации в новите територии, въпреки че не са физиологично способни да се**



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



възпроизвеждат в условията на конкретната среда. Това е водеща хипотеза за китайския рак *Eriocheir sinensis* в Балтийско море. Предполага се, че устието на река Елба е донорска зона за *E. sinensis* и че организмите мигрират към Балтийско море през канала Кил, изминавайки разстояния до 1500 км (Ojaveer et al. 2007). **Основният проблем е, че за много NIS в Европа липсва пълно разбиране за жизнените стратегии,** като по този начин значително се увеличава „несигурността“ в процеса на оценка на риска от въвеждане на новите видове.

Като пример за **типична r-жизнена стратегия, която улеснява масовото развитие на вида в нови територии може да бъде разгледан видът *Rapana venosa*.** Жизненият цикъл на рапана включва **бързо формиране на ново поколение, първоначално висока плодовитост ($> 1 \cdot 10^6$ ларви, произведени от женска на година) и потенциален живот над 10 години** (Harding, 2003). Като се има предвид тази комбинация от характеристики на жизнената история, може да се очаква бързо разширяване на популацията в рецепторните местообитания дори при съществена смъртност, поради хищничество, болести, износ от подходящи местообитания (Sale, 1980; Scheltema, 1986; Houde, 1987; Morgan, 1995).

Друг интересен пример, е този с ктенофората *M. leidyi* – видът е **хермафродит, със способността да се самоопложда, и със способност за размножаване дори на млади екземпляри (т.нар. педогенез).** Сперматозоидите се освобождават във водния стълб, последвани от яйцата, които след това се оплождат [Pianka et al, 1974]. Самооплождането е основния механизъм допринасящ за успеха на *M. leidyi* в установяването в неместни води [Shiganova, 1998]. Същевременно, изследванията сочат, че *M. leidyi* формиран при самооплождане, имат по-ниска жизнеспособност на потомството, отколкото *M. leidyi*, формиране при нормално оплождане (Sasson 2016). Последните проучвания, по-скоро свидетелстват, че **ктенофорите може да са развили физиологични или поведенчески механизми, за да контролират процесите на самооплождане.** Поведенческото избягване на самооплождането би изисквало *M. leidyi* да открива специфични химични вещества. Известно е, например, че *M. leidyi* е в състояние да открие и реагира на появата на хищната ктенофора *Beroe ovata* [Titelman et al, 2012]. По същия начин *Beroe cucumis* увеличава плувателната си активност, във води в които присъства вида *Bolinopsis infundibulum*, което предполага, че *B. cucumis* може да открие своята плячка от други ктенофори [Falkenhaug et al, 1996]. Хистологичните проучвания подсказват наличие на хеморецепторни клетки при беройдните ктенофори [Aronova et al, 2003; Tamm et al, 1991]. Т.е. налице са факти, че **ктенофорите са в състояние да откриват химически сигнали, произведени от хетероспецифични видове.**

От друга страна, Sasson et al, (2018) установяват, че **ктенофорите модулират поведението си, свързано с процесите на размножаване в присъствие на организми от същия вид, вероятно чрез химически сигнали, за да ограничат**



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



самооплождането и говори за наличие на специфично сигнализиране при *Ctenophora* – т.е. предполага възможността сравнително просто устроени животни да имат подобна способността да използват сложна комуникация, за да максимизират репродуктивната ефективност. Разбирането на химичните сигнали в ктенофорите стои във връзка с въпроса за **еволюцията на сензорните системи в животинския свят.**

Milchakova et al (2011) разглежда **разнообразните и сложни жизнени цикли при макроводораслите – редуване на спорофитни и гаметофитни стадии. При определени условия, особено при стрес на околната среда преобладава само едно поколение – спорофит или гаметофит.** Като цяло, макроводораслите са бентосни организми, добре адаптирани към условията на морската и сладководната среда. Водораслите също са типични представители на перифитона, често срещани в различни подводни конструкции. Морските бентосни макроводорасли растат върху скали, камъни и черупкови скали, върху мека почва, пясък и тиня; върху по-големи морски растения като епифити и в тялото на други растения като ендوفити. Морските водорасли могат да обитават обширни зони с дълбочини до 250-метрова дълбочина, но обикновено се концентрират в крайбрежната зона на моретата и океаните върху твърди субстрати, на дълбочина до 30 м. По продължителност на жизнения си цикъл макроводораслите се разделят на многогодишни, едногодишни, сезонни и ефемероиди. Някои многогодишни водорасли, особено кафяви, могат да живеят няколко десетилетия; годишните видове растат в продължение на една година, през която се развиват няколко поколения. Времето на живот на ефемероидите е краткотрайно; обикновено тези растения могат да бъдат намерени само през един сезон, през зимата или през лятото. Като автотрофни фотосинтетични организми, водораслите имат специални предпочитания към слънчевата светлина, осветеността, температурата на морската вода, солеността, прозрачността, разтворения кислород, съдържанието на хранителни вещества, субстрата, вълновата активност и скоростта на теченията. Редица абиотични фактори инхибират растежа и развитието на водораслите.

4. Добри практики, световни и европейски за превенция на ИЧВ

Стратегията на Европейската комисия относно биологичното разнообразие има за цел да спре загубата на биологично разнообразие до 2020 г. В тази рамка е приет **Регламент (ЕС) 1143/2014** относно IAS (Регламент за IAS), който влиза в сила на 1 януари 2015 г. Регламентът има за цел да реши проблема с IAS като предотвратява, минимизира и смекчава отрицателното им въздействие върху биологичното разнообразие и екосистемните услуги, както и върху човешкото здраве и икономиката. За постигането на тези цели регламентът за IAS предвижда три вида интервенции: **превенция, ранно откриване и бързо изкореняване на нови въведения и управление на установените популации, като приоритет се дава на тази подгрупа от IAS,**



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



определена от Съюза, чрез приемане на списък на инвазивни чужди видове от значение за Съюза съгласно EU 2016/1141, 2017/1263 и 2019/1262.

Съвместният изследователски център (JRC) публикува базовото разпространение на първия списък на IAS от значение за Съюза, въз основа на най-добрите налични познания, през 2017 г. Публикуван е и доклад за базовото разпределение на IAS, включени в актуализирания списък с приоритетни видове за Съюза в резултат на оценка на данните, събрани чрез Европейската информационна мрежа за чужди видове (EASIN: <https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin>), при сътрудничеството между JRC и компетентните органи на държавите-членки за прилагане на регламента за IAS (Tsiamis et al, 2019). Видовете са включени в списъка, засягащ Съюза, тъй като могат да причинят значителни щети в държавите-членки на ЕС, а приемането на специални мерки на равнището на Съюза е оправдано. В този списък фигурира фитобентосният вид *Eloдея nuttallii* (Planch.) St. John, установен в Черно море.

Европейската информационна мрежа за чужди видове (EASIN), разработена от Съвместния изследователски център, предлага единна система за обобщаване на пространствени данни за чужди видове, които са стандартизирани, хармонизирани и интегрирани. EASIN е избран като основен източник на данни за съставяне на изходното ниво на разпространение на видовете, изброени в първата актуализация на IAS от значение за Съюза. Във втората фаза компетентните органи на държавите-членки, отговорни за прилагането на регламента за IAS, са поканени да проверят базовите данни на EASIN за целевите видове на ниво държава и мрежа 10x10 km и да допълнят наличната информация с национални данни. Крайната цел е да се насърчи сътрудничеството и координацията с държавите-членки и да се осигури обмен на данни и обмен, което да доведе до консолидирана изходна линия на видовете от първата актуализация. Отзивите, получени от компетентните органи на държавите-членки, са задоволителни, като 21 държави-членки предоставиха обратна връзка и допълнителни данни.

Във връзка с формираните списъци с видове от значение за съюза ще бъдат предприети следните действия:

- Ще бъде напълно забранено внасянето, продажбата, отглеждането, използването, разпространението и т. н. на най-проблематичните инвазивни чужди видове („приоритетни видове“).
- С оглед на прилагането на забраната страните от ЕС ще трябва да организират гранични проверки и да въведат система за надзор, за да бъдат откривани забранени видове. Те ще трябва също така да въведат мерки за откриване на случайно попадналите в Европа видове.
- Когато страните от ЕС открият присъствието на забранени видове в Съюза, те ще трябва да предприемат незабавни мерки за спиране на тяхното разпространение. Ще бъде нужна помощта на всички, за да се открият видовете и да се съобщи за тяхното присъствие на съответните



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



органи.

•Страните от ЕС ще трябва да въведат мерки, с които да държат под контрол забранени видове, които вече са широко разпространени или се разпространяват масово.

Наличието на единни правила в ЕС е много важно, защото:

•за инвазивните чужди видове няма граници;
•действащите национални мерки са твърде разпокъсани, за да бъдат ефективни – една страна може да предприема мерки срещу даден вид, а съседната ѝ държава да не го прави. Държавите-членки трябва да **анализират пътищата на неволно въвеждане и разпространение**; да идентифицират т.нар. „приоритетни птица“ въз основа на обема или въздействието на видовете, преместени по този път, и да **предоставят план за действие на с график и мерки за предотвратяване на разпространението на SUC в рамките на ЕС**. Тези планове ще включват мерки за повишаване на осведомеността, регулаторни мерки за свеждане до минимум на замърсяването и транспорта, гранични проверки и съществуващите конвенции за баластните води.

Рамковата директива за морската стратегия на ЕС и Рамковата директива за водите поставят широк стратегически и оперативен контекст за предотвратяване на разпространението на NIS и техния контрол, който се основава на национално и регионално законодателство, но не действат като преки двигатели за подготовката на планове за биосигурността. Регламентът на ЕС за инвазивните чужди видове не използва изрично термина „биосигурност“, но обхваща всички компоненти на морското планиране за биосигурност – **оценка на риска, разпознаване на пътищата за пренос (вектори), управлението на тези вектори за пренос, предотвратяване, ограничаване, ранно откриване**.

В международен план има множество организации, работещи по проблемите на NIS в морските екосистеми:

- Глобалният механизъм за информация за биологичното разнообразие (GBIF)
- Глобалната информационна мрежа за инвазивни видове (GISIN)
- Регионалният евроазиатски център за биологични инвазии (REABIC)
- Гръцката мрежа за водни инвазивни видове (ELNAIS)
- Международната комисия за научно изследване на Средиземно море (CIESM)
- Европейската агенция за околна среда (ЕИП) / Гръцки център за морски изследвания (HCMR)
- Онлайн информационна система на Международния съюз за опазване на природата (IUCN) за мониторинг на инвазивни неместни видове в морски защитени зони (IUCN-MedMIS)
- Морските средиземноморски инвазивни чужди видове (MAMIAS)
- Норвежкият информационен център за биологично разнообразие (NBIC) Норвегия



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



- Мултиплатформеното приложение EEIKO за контрол на инвазивната чужда флора (EEIKO).

Cook et al. (2015) разглеждат изработването на **планове за биосигурност, като дейности** от решаващо значение за осигуряване на рамка за намаляване на риска от въвеждането на морски NIS. Така напр., **Международната морска организация (ИМО)** изготвя през 2011 г. **план за управление на биообраствателите.**

На национално ниво, може да се посочи изработването на Рамкова стратегия на Обединеното Кралство за неместните видове, Стратегията за инвазивните видове на Северна Ирландия и Правителственият кодекс на шотландското правителство относно неместните видове, които следват тристепенен подход, включващ i) превенция, ii) бърза реакция, iii) контрол и ограничаване на инвазивните видове. На регионално ниво например в Шотландия се изготвят планове за биосигурност – **Firth of Clyde и Solway Firth Partnership**. Плановете за биосигурност за NIS също се разработват в Оркни (Оркнейски острови) за управление на баластните води и на Шетландските острови. Въпреки това, само отделни примери могат да бъдат посочени за това как планирането на биосигурността може да бъде приложено на практика от морската индустрия на оперативно ниво в Европа. **Насоките за планиране на биосигурността за предотвратяване на въвеждането на болести по отношение аквакултурите/ търговията и производство на съомга и черупчести мекотели са добър пример** (Cefas: Finfish Biosecurity Measures Plan; Cefas: Shellfish Biosecurity Measures Plan). В **Нова Зеландия и Австралия, мерките за биологична сигурност за морските NIS са много добре разработени, като са интегрирани със здравето на растенията и животните, със силен акцент върху граничния контрол (т.е. превенцията) и бързата реакция.** Тези и други международни примери за практически насоки за това как да се сведе до минимум въвеждането и разпространението на НИС, като е необходимо да се постигне по-голям обхват от морски дейности, за да се подобри биосигурността на местните видове.

Cook et al. (2015) посочват необходимостта от прилагането на термина „биосигурност“ спрямо NIS при описването на мерки за предотвратяване на тяхното въвеждане и спиране на разпространението им. Тези планове могат да варират от стратегически документи до по-редки случаи на планиране на действия за малки обекти и отделни операции (Cefas: Finfish Biosecurity Measures Plan; Cefas: Shellfish Biosecurity Measures Plan; Ciria: Invasive Species Management for Infrastructure Managers and the Construction Industry).

Основните елементи на плановете включват – **необходимостта да се разберат пътищата** (т.е. между региона на източника и района на освобождаване) на инвазия от NIS и векторите (т.е. специфични средства, чрез които инвазивен вид се движи в рамките на определен път, за да се предотврати въвеждането на NIS от един регион в друг, е от първостепенно



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



значение при изготвянето на план за морска биосигурност. Основните вектори, идентифицирани понастоящем за морските НИС, включват корабите (посредством баластните води и замърсяването на корпуса - особено бавно движещи се кораби, като баржи, полупотопяеми петролни платформи или плавателни съдове на едно място за дълги периоди); аквакултури, умишлено прехвърляне и неволно въвеждане; търговията с аквариуми и канали, като Суецкия канал, който е основен път за разпространение на чужди видове между отделни биогеографски региони. Съществуват и редица видове, при които въвеждането е резултат от вторично разпространение, а видът се пренася от началната точка на въвеждане от локализиран вектор (например крайбрежно или местно корабоплаване, риболов, запаси движения или чрез естествени механизми). Например, японските скариди *Caprella mutica* и бризоите, *Tricellaria inopinata*, са регистрирани за първи път в континентална Европа преди появата им в Обединеното кралство и вторичното разпространение (чрез замърсяване на корпуса на плавателните съдове и аквакултурите) е допринесло за бързото разширяване на разпространението им в целия регион. Естественото разпространение на НИС също може да бъде важен вектор за разпространението на някои видове (напр. японски телени водорасли, *Sargassum muticum*) и неместни видове планктон, въпреки че този вектор получава значително по-малко внимание спрямо баластните води и замърсяването на корпуса.

Tsiamis et al, (2019) също изтъкват, че установяването на географското разпределение на IAS е от първостепенно значение за Съюза за подпомагане прилагането на регламента за IAS. Например, той може да предостави полезна информация, като се изисква от държавите-членки да уведомят Европейската комисия и други държави-членки за ранното откриване на изброени видове и да помогне на държавите-членки при създаването на система за наблюдение на целевите видове. Освен това изходната информация предоставя фактическа основа за преразглеждане на прилагането на регламента за IAS.

Анализът на риска е друг основен елемент на плановете за биосигурност (Cook et al, 2015). Рискът е вероятността от настъпване на вредно събитие (или въздействие), умножено по големината на последиците, ако настъпи събитието (напр. Икономическа загуба, увреждане на екосистемата и т.н.). Конвенционалният анализ на риска обикновено включва три етапа, които завършват с изчисляване на риска и оценка, а всеки етап включва мерки за несигурност в резултатите си;

- **Вероятност за въвеждане** - Въз основа на интензивността на пътищата /векторите, идентифицирани по-рано и предишните знания за основните пътища/вектори на въвеждане за определени групи НИС, ако са известни.

- **Вероятност за установяване и разпространение** - Въз основа на параметрите на околната среда и пригодността на наличния субстрат в средата реципиент и естествените и антропогенни средства за разпространение.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



- **Потенциални въздействия** - Въз основа на потенциалната вреда, която NIS може да причини в средата на получателя.

Рискът може да бъде оценен с помощта на различни методи, от евтини качествени оценки, които могат да доведат до субективни резултати до по-скъпи полу- и качествени методи, които се фокусират върху специфични маршрути или таксони с известни вредни характеристики и изискват подробна информация. 76 Следващите раздели подчертават някои от проблемите, възникнали при извършването на тези оценки.

Най-голяма „вероятност за въвеждане“ или **най-висок риск** обикновено има, когато векторът на пренос е от друг океански басейн в същото полукълбо или от друго пристанище/аквакултура, където преди това са идентифицирани НИС (ICES, 2005; Minchin et al, 2005). Към момента са проучени основно само десет европейски пристанища от 1200, от 22 крайбрежни държави-членки, и повечето от тях са включени само в едно проучване, което предоставя недостатъчна основа за анализ на риска (David et al, 2013). Предполага се също така, че регионите с опит в големи обеми на корабоплаване (напр. Фериботи с различни канали, търговски и развлекателни плавателни съдове) и развит сектор на аквакултурите, вероятно ще бъдат обекти с висок риск за въвеждане на НИС. Проучване на 16 големи залива в САЩ установява, обаче че няма връзка между количеството и честотата на изтичане на баластната вода от чужди плавателни съдове и броя на НИС (Ruiz et al, 2013). Следователно, обемът на изпусканията от баластни води, не е най-важния фактор, а дори относително малки количества НИС могат да доведат до успешно въвеждане.

Счита се, че **потенциалното въздействие от НИС е голямо, ако е доказано, че даден вид има пагубен ефект върху околната среда, икономиката, човешкото здраве или ресурсите в друг регион, в който е въведен.** Методите за разбиране на рисковете от въвеждането и установяването на НИС се усъвършенстват, тъй като критичните пропуски в данните се запълват чрез изследвания и документиран доказателства (Carlton et al, 1993). Матрици на последствията от развитието на НИС, свързани с екологични, икономически, социални и културни ценности, са разработени за целите на биосигурността, за да се категоризират и включат въздействието в различни полуколичествени оценки на риска [40, 41, 67, 68]. Тези матрици дават насоки за подпомагане при определяне на нивото на възможно въздействие и се основават както на доказателства, така и оценка на експерти и заинтересовани страни или моделиране [44, 67-70]. **Конкретен метод за анализ на риска и планиране на критични контролни точки**, който позволява изготвянето на планове за биологична сигурност за конкретни дейности и приложен за управление на риска от разпространение на НИС между водните обекти е представен от Britton et al, (2011). В основата на плана е принципът на предпазливостта, като се разглежда вероятността от инвазия, но акцентът не е върху общия риск, а върху разработването на контролни мерки за всяка дейност, за да се предотврати разпространението на НИС.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Планове за извънредни ситуации и бързо реагиране – Необходимостта за подготовка за действия, ако мерките за биосигурност за NIS се провалят е широко призната и следва да бъде включена в плановите за биосигурност. Изготвени са планове за бързо реагиране и непредвидени обстоятелства, които се основават частично на опита от реакцията на патогенни заплахи, като шап и инфлуенца по птиците, както и на екологични заплахи като планиране на разлива на нефт. На практика най-бързите реакции при откриването на NIS са действия, които започват незабавно и планирането на дейността следва само на по-късен етап, ако процесът започне да се разтяга в дългосрочен план (Wilson et al, 2008; Bax et al, 2002; Anderson 2005).

Практически мерки за морска биосигурност – Предприети са различни практически мерки за намаляване на вероятността от въвеждане или разпространение на NIS от място на въвеждане. Тези мерки са свързани с използване на сладки води като превантивна мярка, или като контрол (т.е. измиване на конструкции със сладка вода). Предлага се използване на въздушна струя и химикали, механични мерки и др., в зависимост от конкретните случаи. За да се гарантира, че контролните мерки функционират по предназначение, важно е да се приложи набор от измерими предписани диапазони, граници и/или критерии за контролни мерки и коригиращи действия, които да се използват за предпазване от злополуки. Разработването на ефективни мерки за контрол изисква обединяване на ресурси от редица източници. Може би най-важният от тях е информираният персонал с практически познания за процеса, участващ в дейността, заедно с всички наложени ограничения. Знанието за съществуващите превантивни мерки, изисквани от закона, също е от съществено значение за включване в изброените мерки за контрол.

Необходимо е специализирано познаване на потенциалните нецелевидове, както и за набора от определени условия, които нежеланите видове могат да понесат. Прилагането на този тип информация към мерките за контрол, включени като част от плана за биосигурност, значително засилва неговата ефективност. Методът на Britton et al, (2011) е използван като основа за биосигурността на патогените и NIS в марикултурата (Kelly et al, 2009). Този метод може да бъде опростен и комбиниран с управление на пътищата, за да се превърне в основата за планиране на морската биосигурност на място и на оперативното ниво.

5. Практически опити за ограничаване на ИЧВ в определени територии, чрез използване на уреди, техники и или други методи за влияние

Стратегиите за премахване (включително както за ликвидиране, така и за контрол) обикновено са насочени към „вредители“ или „досадни“ NIS, които имат видими отрицателни екологични и социално-икономически въздействия.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Макар че премахването на няколко NIS от сухоземните и вътрешните водни местообитания се оказа ефективно [Genovesi, 2005], много (ако не и повечето) морски опити се провалиха, напр. Жилестата пъпка *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) по бреговете на Бретан, Франция [Mann et al, 2004] ; японските водорасли *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873, в Италия, Обединеното кралство, Холандия, Нова Зеландия, Австралия и САЩ (Калифорния) (Wallentinus, 2007); морският шприц *Didemnum vexillum* (Kott, 2002) в Нова Зеландия [Pannell, 2007] и Обединеното кралство [Holt, 2011]; и полихетата на феномен *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) в Нова Зеландия [Read et al, 2011]. Няколко успешни премахвания на морски NIS включват черна ивица мида *Mytilopsis sallei* в три затворени марини в Дарвин, Австралия [Willan et al, 2000]; южноафриканската сабелидна полихета *Terebrasabella heterouncinata* (Fitzhugh & Rouse 1999) в близост до ферми с миди в Калифорния [Culver et al, 2004]; изолирано нахлуване на *U. pinnatifida* в островите Chatham, Нова Зеландия [Wotton et al, 2004]; и *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, 1817 г., в лагуната Agua Hedionda и пристанище Хънтингтън, Калифорния [Anderson, 2005], и в защитени ембейзи в Нов Южен Уелс, Австралия [Creese et al, 2004]. Успехът на тези усилия се дължи на ранното откриване, появата в затворени местообитания, ограниченото пространствено разпространение и бързата реакция от страна на управлението с достатъчно финансиране. Въпреки че са предприети няколко действия за отстраняване на инвазивни популации в морска среда, никой очевидно не е успял да обърне въздействието на инвазия за каквото и да било трайно време [Galil et al, 2014].

И накрая, предпазният подход е необходим, тъй като забележимите въздействия могат да станат ясни или проблематични само дълго след инвазията. Ако приемем, че NIS са априори безвредни, докато доказано вредно не доведе до поемане на въздействие и отчитане на въздействието само след като е доказано. В случай на морски нашествия това би било твърде късно за каквито и да било значими управленски действия. Истинското прилагане на предпазни мерки за въведените видове ще изисква да поемем въздействието, докато не можем да подкрепим тази предпоставка (напр. [Davidson et al, 2014, Campbell et al, 2009, Davidson et al, 2013, Olenin et al, 2007]). Широко разпространената пристрастност на подхода за предпазливост се показва допълнително в подхода за тестване на хипотези (Davidson, 2014). Следователно управлението на морската NIS не може да разчита единствено на доказателства за въздействията.

Към момента се предприемат усилия за изкореняване на огнищата на инвазивните морски водорасли, *Caulerpa taxifolia*, в Калифорния, Средиземно море и Австралия (Meinesz et al. 2001; Cheshire et al. 2002; Williams and Grosholz 2002; Woodfield 2002), на *Rapana venosa*, в залива Чесапийк (Mann and Harding 2000) и на азиатска мида, *Perna viridis*, в Кернс, Австралия.

Разглеждат се варианти за контрол на европейския крайбрежен рак,



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Carcinus maenas, в САЩ и Австралия, за китайския рак *Eriocheir chinensis*, в Калифорния (и в исторически план Англия и Германия), както и за множество други инвазивни морски видове, вариращи от ктенофори до полихети и разнообразни водорасли.

В Черно море 40 морски защитени зони са законно установени в крайбрежната зона на Черно море. Ключовите видове *Cystoseira*, *Phyllophora* и *Zostera* са включени в Червената книга на Черно море (1999). Много държави от Черно море са направили опис на застрашени и изчезващи морски растения. Повече от 30 вида макроводорасли, които спешно се нуждаят от защита, са включени в Червената книга на Украйна (2009). Признавайки важната роля, която има дънната растителност и нейните ключови елементи играят в поддържащата екосистема на крайбрежното море, защитата и опазването на морските растения е основен приоритет за регионалното и национално екологично управление. За тази цел в Черно море е забранено траленето на водорасли. От първостепенно значение за опазването на черноморската флора и дънната растителност е да се разширяват МРА и да се създаде МРА мрежа. Това включва подобряване на статута на съществуващите природни резервати, особено тези, богати на флористично и ландшафтно разнообразие. Утвърждаването на националния и европейския статут на такива резервати и дългосрочният мониторинг на биотата позволява разработване на предложения за оптимизиране на натоварванията върху крайбрежните зони и екосистемите. Тези дейности са осигурени от стратегията за създаване на европейска мрежа от крайбрежни и морски защитени зони (ECMEN – Европейска крайбрежна и морска екологична мрежа, София, 1995; Натура 2000) и Декларацията от Световната среща на върха за устойчиво развитие (Йоханесбург, 2002 г.), които предполагат глобалното разширяване на МРА мрежата до 2012 г. През последните години броят на МРА се е удвоил и те заемат около 2,35 милиона км², или 0,65% от общата площ на Световния океан.

Като позитивна тенденция през последните десетилетия се отбелязва, че различни находища показват рехабилитационна последователност на фитоценозите на *Cystoseira*, характерни за горната литорална зона с дълбочина – 0.5 – 3 m, особено в защитени морски зони (МРА, marine protected areas). Биомасата на съобществата и плътността на доминиращите видове в тях се увеличават, докато делът на епифитните синузии намалява. Деградацията на съобществата на *Phyllophora* обаче продължава в долната сублиторална зона с дълбочина от 10 до 20 m. Общности на морска трева растящите в заливите и заливите не са претърпели толкова драматични промени; всъщност изобилието и биомасата на доминиращите видове *Зостера* дори са се увеличили в някои райони с морска вода. Това е възможно в отговор на глобалното затопляне или на все още неизвестни фактори на околната среда и околната среда. Анализът на дългосрочната динамика на структурата на ключовите черноморски фитоценози показва, че *Cystoseira* и *Zostera* са се приспособили към промените в околната среда по-добре от



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Phyllophora.

6. Заключение

Инвазивните чужди видове (IAS) представляват една от най-важните заплахи за биологичното разнообразие, причинявайки сериозни екологични и социално-икономически въздействия. Признавайки необходимостта от координиран набор от действия за предотвратяване, контрол и смекчаване на IAS, Европейският парламент и Съветът приемат Регламент 1143/2014 на ЕС (Регламент IAS). Регламентът дава приоритет на списък от видове, посочени като IAS от значение за Съюза. Видовете са включени в този списък, тъй като могат да причинят значителни щети в държавите членки (ДЧ), което оправдава приемането на специални мерки на равнището на Съюза. Първият списък на IAS от значение за Съюза включва 37 вида. Вследствие на динамичния характер на списъка със загриженост на Съюза, 12 вида бяха добавени посредством Регламент за изпълнение (ЕС) 2017/1263 на Комисията от 12.07.2017 г. Съгласно Регламента за IAS държавите-членки трябва да предотвратят въвеждането и разпространението на IAS от значение за Съюза, да прилагат ефективни механизми за ранно откриване и бързо ликвидиране за нови въвеждания и да приемат мерки за управление на вече широко разпространени видове.

Черно море е уникална екосистема, която в продължение на много години е под заплахата от замърсяване, климатични промени, развитие на инвазивни чужди видове и прекомерен риболов. Комбинираните въздействия от тези заплахи създава сериозни проблеми за черноморската екосистема, риболова и икономиката поради понижаване на уловите на търговски рибни видове, намаляване на биоразнообразието, загуба на местообитания, засилена хранителна конкуренция с ендемичните видове и промени в различни трофични нива на хранителната мрежа.

За да се подпомогне възстановяването на екосистемата, въпреки всички видове отрицателни въздействия, както и за устойчивото управление на природните ресурси е важно да се разберат, анализират и предприемат спешни мерки за управление по отношение на множество проблеми, сред които – инвазивните видове и ограничаване на тяхното развитие. Новите изследвания в Черно море трябва да се съсредоточат върху връзките хищник-жертва, размножаването и темповете на растеж на инвазивните видове, връзка между тяхното разпространение и факторите на околната среда, оценка на ограничаващите фактори, естествените бариери и механизми и т.н.

Недостатъкът на проучванията на въздействието на НИС в морските екосистеми и свързаната с тях информация за социално-икономическите последици поставя сериозни предизвикателства пред мениджърите, които се опитват да се справят по цялостен начин с биоинвазиите. Характеризирането на въздействието на морската инвазия изисква спешно внимание и засилени



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



усилия за пълно разбиране на реалното въздействие на биоинвазиите. Като се има предвид, че данните за въздействието и оценките на риска след инвазията са оскъдни, прилагането на принципа на предпазливостта трябва да остане в сила, като ръководството се фокусира върху предотвратяването на нови набези чрез управлението на векторите и пътища за инвазия.

7. Литература

Milchakova, 2011, Marine plants of the Black Sea. An illustrated field guide. 2011. nataliya Digit Print Press, sebastopol, 144 pp

Kelly J, Maguire CM. Marine Aquaculture Code of Practice. Invasive Species Ireland; Belfast, Northern Ireland: 2009. Available from: http://invasivespeciesireland.com/wp-content/uploads/2010/07/Marina_Operators_CoP-.pdf.

Wilson J, Smith K. Code of Good Practice for Mussel Seed Movements. A Report to the Bangor Mussel Growers Association, Wales; 2008:26.

Bax N, Hayes K, Marshall A, Parry D, Thresher R. Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms: Establishment and eradication of an alien invasive marine species. In: Veitch CR, Clout MN, editors. Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species. Gland and Cambridge: IUCN Invasive Species Specialist Group; 2002:26-39.

Anderson LWJ. California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. Biol Invasions. 2005;7:1003-1016.

Britton D, Heimowitz P, Pasko S, Patterson M, Thompson J. HACCP Hazard Analysis and Critical Control Point Planning to Prevent the Spread of Invasive Species. US Fish and Wildlife Service, Albuquerque, US; 2011. Available from: http://www.haccp-nrm.org/haccp_manual_2011_final_press_ready.pdf.

Carlton JT, Geller JB. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. Science. 1993;261:78-82.

David M, Gollasch S, Leppakoski E. Risk assessment for exemptions from ballast water management - The Baltic Sea case study. Mar Pollut Bull. 2013;75:205-217.

Cook EJ, Jenkins S, Maggs C, et al. Impacts of Climate Change on Non-Native Species. UK: Marine Climate Change Impacts Partnership; Plymouth, UK: 2013.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Ruiz GM, Fofonhoff PW, Ashton G, Minton MS, Miller AW. Geographic variation in marine invasions among large estuaries: effects of ships and time. *Ecol Appl.* 2013;23(2):311-320.

David M, Gollasch S, Leppakoski E. Risk assessment for exemptions from ballast water management – The Baltic Sea case study. *Mar Pollut Bull.* 2013;75:205-217.

ICES. Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms. Copenhagen, Denmark: International Council for the Exploration of the Sea; 2005.: <http://www.ices.dk/reports/ACME/2005/WGITM005.pdf>.

Minchin D, Gollasch S, Wallentinus I, editors. Vector Pathways and the Spread of Exotic Species in the Sea. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea; 2005.

Minchin D, Cook EJ, Clark PF. A list of alien brackish and marine British species. *Aquat Invasions.* 2013;8(1):3-19.

Ciria. Invasive Species Management for Infrastructure Managers and the Construction Industry. London, UK: Ciria; 2008.

Scottish Government. Code of Practice on Non-Native Species – Made by the Scottish Ministers under section 14C of the Wildlife and Countryside Act 1981. Edinburgh, UK: Scottish Government; 2012. Available from: <http://www.gov.scot/Publications/2012/08/7367>.

Cefas. Finfish Biosecurity Measures Plan – Guidance and Templates for Finfish Farmers and Traders. Weymouth, UK: Cefas; 2009. Available from: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/278581/Finfish_biosecurity_measures_plan.pdf.

Cefas. Shellfish Biosecurity Measures Plan – Guidance and Templates for Shellfish Farmers. Weymouth, UK: Cefas; 2009. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/278580/Shellfish_biosecurity_measures_plan.pdf.

Orkney Islands Council. Ballast Water Management Policy for Scapa Flow. Orkney, UK: Orkney Islands Council; 2014. Available from: <http://www.orkneyharbours.com/pdfs/bwm/Ballast%20Water%20Management%20Policy%20for%20Scapa%20Flow%20April%202014.pdf>.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Collin SB, MacIver K, Shucksmith R. A Biosecurity Plan for the Shetland Islands. Scalloway, Shetland Isles: NAFC Marine Centre; 2015. Available from: <http://www.nafc.uhi.ac.uk/departments/marine-science-and-technology/BiosecurityPlan.pdf>.

Marine Environment Protection Committee. Guidelines for the Control and Management of Ships' Biofouling to Minimise the Transfer of Invasive Aquatic Species; International Maritime Organisation, London, UK:2011. Available from: [http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Biofouling/Documents/RESOLUTION%20MEPC.207\[62\].pdf](http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Biofouling/Documents/RESOLUTION%20MEPC.207[62].pdf).

DEFRA. The Invasive Non-Native Species Framework Strategy for Great Britain. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs; London, UK:2008. Available from: <http://www.nonnativespecies.org/index.cfm?sectionid=55>.

Department of the Environment Northern Ireland. An Invasive Alien Species Strategy for Northern Ireland. UK: Department of the Environment Northern Ireland; 2013. Available from: <http://invasivespeciesireland.com/news/an-invasive-alien-species-strategy-for-northern-ireland/>.

Scottish Government. Code of Practice on Non-Native Species - Made by the Scottish Ministers under section 14C of the Wildlife and Countryside Act 1981. Edinburgh, UK: Scottish Government; 2012. Available from: <http://www.gov.scot/Publications/2012/08/7367>. Accessed February 10, 2015.

Mills F. Firth of Clyde Biosecurity Plan 2012 - 2016. UK: Firth of Clyde Forum; Glasgow, UK:2012. Available from: <http://clydeforum.com/attachments/biosecplan.pdf>. Accessed January 12, 2015.

Solway Firth Partnership. Draft Biosecurity Plan - Marine Invasive Non-Native Species in the Solway. Dunfries, UK: Solway Firth Partnership; 2013. Available from: <http://www.solwayfirthpartnership.co.uk/uploads/Marine%20Invasive%20Non-native%20Species/Marine%20INNS%20in%20Solway%202013.pdf>. Accessed January 12, 2015.

Консулов А., 1989. Още един пришълец в Черно море - опасен или не за екологията, Морски свят, 2.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Titelman J, Hansson LJ, Nilsen T, Colin SP, Costello JH. Predator-induced vertical behavior of a ctenophore. *Hydrobiologia*. 2012;690(1):181-7.

Falkenhaug T, Stabell OB. Chemical ecology of predator-prey interactions in ctenophores. *Mar Fresh Behav Phy*. 1996;27(4):249-60.

Aronova M, Alekseeva T. Development of chemoreceptor cells in oral epithelium of adult jelly-fish *Beroe cucumis*. *J Evol Biochem Physiol*. 2003;39(6):714-23.

Tamm SL, Tamm S. Reversible epithelial adhesion closes the mouth of *Beroe*, a carnivorous marine jelly. *Biol Bull*. 1991;181(3):463-73.

Sasson DA, Ryan JF. The sex lives of ctenophores: the influence of light, body size, and self-fertilization on the reproductive output of the sea walnut, *Mnemiopsis leidyi*. *PeerJ*. 2016;4:e184

Shiganova T. Invasion of the Black Sea by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and recent changes in pelagic community structure. *Fish Oceanogr*. 1998;7(3-4):305-10

Pianka HD. Ctenophora. In: Giese A, Pearse J, editors. *Reproduction of marine invertebrates*, vol. 1. New York: Academic Press, Inc.; 1974. p. 201-65.

Ryan J, Kevin Pang, Christine E. Schnitzler, Anh-Dao Nguyen, R. Travis Moreland, David K. Simmons, Bernard J. Koch, Warren R. Francis, Paul Havlak,

NISC Comparative Sequencing Program, Stephen A. Smith, Nicholas H. Putnam, Steven H. D. Haddock, Casey W. Dunn, Tyra G. Wolfsberg, James C. Mullikin, Mark Q. Martindale, Andreas D. Baxevanis (2013) The Genome of the Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and Its Implications for Cell Type Evolution *Science: Science Vol 342, Issue 6164 13 December 2013*

Moran, A., 1999. Size and performance of juvenile marine invertebrates: potential contrasts between intertidal and subtidal benthic habitats. *Amer. Zool*. 39, 304- 312.

Houde, E., 1987. Fish early life history dynamics and recruitment variability. *Am. Fish. Soc. Symp*. 2, 17- 29.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Scheltema, R., 1986. On dispersal and planktonic larvae of benthic invertebrates: an eclectic overview and summary of problems. Bull. Mar. Sci. 39 (2), 290- 322.

Sale, P., 1980. The ecology of fishes on coral reefs. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 18, 367- 421.

Harding J. (2003) Predation by blue crabs, *Callinectes sapidus*, on rapa whelks, *Rapana venosa*: possible natural controls for an invasive species? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 297 161- 177

Gayevskaya, V. & Mordvinova, T. (1994). Occurrence of nematode larvae as parasites of the ctenophore *Mnemiopsis maccradyi* in the Black Sea. Hydrobiological Journal 30, 108 - 110.

Thresher1 R, Kuris A. 2004.Options for managing invasive marine species, Biological Invasions 6: 295-300

Nicholson S (2002) Ecophysiological aspects of cardiac activity in the subtropical mussel *Perna viridis* (L.) (Bivalvia: Mytilidae). J Exp Mar Bio Ecol 267:207-222. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(01\)00362-8](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00362-8)

Anderson JA, Epifanio CE (2009) Induction of metamorphosis in the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*: characterization of the cue associated with biofilm from adult habitat. J Exp Mar Bio Ecol 382:34-39. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.10.006>CrossRefGoogle Scholar

Anderson JA, Epifanio CE (2010) Mating and sperm storage of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*. J Shellfish Res 29:497-501. <https://doi.org/10.2983/035.029.0228>

Blasi JC, O'Connor NJ (2016) Amphipods as potential prey of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*: Laboratory and field experiments. J Exp Mar Bio Ecol 474:18-22. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.09.011>

Braby CE, Somero GN (2006a) Following the heart: temperature and salinity effects on heart rate in native and invasive species of blue mussels (genus *Mytilus*). J Exp Biol 209:2554-2566. <https://doi.org/10.1242/jeb.02259>

Braby CE, Somero GN (2006b) Ecological gradients and relative abundance of native (*Mytilus trossulus*) and invasive (*Mytilus galloprovincialis*) blue mussels in the California hybrid zone. Mar Biol 148:1249-1262.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



<https://doi.org/10.1007/s00227-005-0177-0>

Crowl TA, Crist TO, Parmenter RR et al (2008) The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Front Ecol Environ* 6:238-246. <https://doi.org/10.1890/070151>

Geller JB (1999) Decline of a native mussel masked by sibling species invasion. *Conserv Biol* 13:661-664. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97470.x>

Katsanevakis S, Zenetos A, Belchior C et al (2013) Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean Coast Manag* 76:64-74. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.024>

Delaney DG, Edwards PK, Leung B (2012) Predicting regional spread of non-native species using oceanographic models: validation and identification of gaps. *Mar Biol* 159:269-282. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1805-5>

Kelley AL (2014) The role thermal physiology plays in species invasion. *Conserv Physiol* 2:1-14. <https://doi.org/10.1093/conphys/cou045>

Levine JM, Adler PB, Yelenik SG (2004) A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecol Lett* 7:975-989. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00657.x>

Garside CJ, Glasby TM, Stone LJ et al (2015) The timing of *Carcinus maenas* recruitment to a south-east Australian estuary differs to that of native crabs. *Hydrobiologia* 762:41-53. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2332-z>

Ojaveer H, Gollasch S, Jaanus A et al (2007) Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* in the Baltic Sea - a supply-side invader? *Biol Invasions* 9:409-418. <https://doi.org/10.1007/s10530-006-9047-z>

van den Brink AM, Wijnhoven S, McLay CL (2012) Competition and niche segregation following the arrival of *Hemigrapsus takanoi* in the formerly *Carcinus maenas* dominated Dutch delta. *J Sea Res* 73:126-136. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.07.006>

Hines AH (1986) Larval patterns in the life histories of Brachyuran crabs (Crustacea, Decapoda, Brachyura). *Bull Mar Sci* 39:444-466

Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS et al (2001) The population biology of invasive species. *Annu Rev Ecol Syst* 32:305-332.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114037>

Geburzi J.C., McCarthy M.L. (2018) How Do They Do It? – Understanding the Success of Marine Invasive Species. In: Jungblut S., Liebich V., Bode M. (eds) YUMARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-93284-2_8

Zeng Y, McLay CL, Yeo DCJ (2014) Capital or income breeding crabs: who are the better invaders? Crustaceana 87:1648–1656. <https://doi.org/10.1163/15685403-00003385>

Papacostas KJ, Rielly-Carroll EW, Georgian SE et al (2017) Biological mechanisms of marine invasions. Mar Ecol Prog Ser 565:251–268. <https://doi.org/10.3354/meps12001>

Jeschke JM, Gómez Aparicio L, Haider S et al (2012) Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. NeoBiota 14:1–20. <https://doi.org/10.3897/neobiota.14.3435>

CBD/COP/DEC/14/11

EU Biodiversity Strategy for 2030, Brussels, 20.5.2020, COM(2020) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52020DC0380>

Hulme, PE. “Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization”. Journal of Applied Ecology 46 (2009); 10–18; doi: 10.1111/j.1365- 2664.2008.01600.x.

Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., D'amico, F., Katsanevakis, S. and De Jesus Cardoso, A., Baseline distribution of species listed in the 1st update of Invasive Alien Species of Union concern, EUR 29675 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-00280-2, doi:10.2760/75328, JRC114406

COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council

COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) 2017/1263 of 12 July 2017 updating the list of invasive alien species of Union concern established by Implementing Regulation (EU) 2016/1141 pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) 2019/1262 of 25 July 2019 amending Implementing Regulation (EU) 2016/1141 to update the list of invasive alien species of Union concern

JRC, 2019a, 'Baseline distribution of species listed in the first update of invasive alien species of Union concern', EU Science Hub – European Commission (<https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/baseline-distribution-species-listed-1st-update-invasive-alienspecies-union-concern>)

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).

EU, 2019, Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council (OJ L 189 14.7.2016, p. 4).

Shiganova TA, Mirzoyan ZA, Studenikina EA, Volovik SP, Siokou-Frangou I, Zervoudaki S, Christou ED, Skirta AY, Dumont HJ (2001a) Population development of the invader ctenophore *Mnemiopsis leidyi*, in the Black Sea and in other seas of the Mediterranean basin. Mar Biol (Berl) 139:431-445. doi:10.1007/s002270100554

Shiganova TA, Bulgakova YV, Volovik SP, Mirzoyan ZA, Dudkin SI (2001b) The new invader *Beroe ovata* Mayer 1912 and its effect on the ecosystem in the northeastern Black Sea. Hydrobiologia 451:187-197. doi:10.1023/A:1011823903518

Freudenthal AR, Joseph PR (1993) Seabathers Eruption. N Engl J Med 329:542-544. doi:10.1056/NEJM199308193290805

Bumann D, Puls G (1996) Infestation with larvae of the sea anemone *Edwardsia lineata* affects nutrition and growth of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. Parasitology 113: 123-128

Crowell S (1976) An *Edwardsiid* larva parasitic in *Mnemiopsis*. In: Mackie GO (ed) Coelenterate ecology, behaviour. Plenum Press, New York, NY, pp 247-250

Torchin ME, Lafferty KD, Kuris AM (2002) Parasites and marine invasions. Parasitology 124:S137-S151. doi: 10.1017/S0031182002001506



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



Тодорова В, Милкова Т. Мончева С, Панайотова М, Стефанова К., Маринова В., Трифонова Е., Дончева В., Мавродиева Р, Стефанова Е, Слабакова В., Христова О., Джурова В., 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.

Vinogradov ME, Shushkina EA, Musaeva EI, Sorokin PY (1989) Ctenophore Mnemiopsis leidyi (a-Agassiz) (Ctenophora, Lobata)-New Settlers in the Black-Sea. Okeanologiya 29:293-299

Purcell JE, Shiganova TA, Decker MB, Houde ED (2001) The ctenophore Mnemiopsis in native and exotic habitats: US estuaries versus the Black Sea basin. Hydrobiologia 451:145-176. doi:10.1023/A:1011826618539

Selander E, Møller Л., Sundberg П., Tiselius П.(2010) Parasitic anemone infects the invasive ctenophore Mnemiopsis leidyi in the North East Atlantic Biol Invasions 12:1003-1009 DOI 10.1007/s10530-009-9552-y

Reitzel AM, Sullivan JC, Brown BK, Chin DW, Cira EK, Edquist SK, Genco BM, Joseph OC, Kaufman CA, Kovitvongsa K, Mun~oz MM, Negri TL, Taffel JR, Zuehlke RT, Finnerty JR (2007) Ecological and developmental dynamics of a host-parasite system involving a sea anemone and two ctenophores. J Parasitol 93(6):1392- 1402

Marine plants of the Black Sea. An illustrated field guide. 2011.nataliya Milchakova, Digit Print Press, sebastopol, 144 pp

European Commission (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Off J Europ Un 164: 19-40.

European Commission (2010) Commission decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. 2010/477/EU. Off J Europ Un 232: 14-24.

European Commission (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. Off J Europ Un 317: 35-55.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



European Commission (2013) Commission staff working document executive summary of the impact assessment accompanying the document "Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species". SWD/20130322. Available: <http://www.ipex.eu/IPEXL-WEB/dossier/document.do?code=SWD&year=2013&number=322&extension=null>.

Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annu Rev Env Resour* 35: 25-55.

Simberloff D (2011) How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biol Invasion* 13: 1255-1268.

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarosik V, et al. (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol Lett* 14: 702-708. pmid:21592274

Kumschick S, Gaertner M, Vilà M, Essl F, Jeschke JM, et al. (2015) Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *BioScience* 65: 55-63.

Ojaveer H, Galil BS, Campbell ML, Carlton JT, Canning-Clode J, et al. (2015) Classification of Non-Indigenous Species Based on Their Impacts: Considerations for Application in Marine Management. *PLOS Biology* 13(4): e1002130. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002130>

European Commission (2010) Commission decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. 2010/477/EU. *Off J Europ Un* 232: 14-24.

Mann R, Occhipinti A, Harding JM, editors (2004) Alien species alert: *Rapana venosa* (veined whelk). ICES Cooperative Research Report No. 264. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea. Available: <http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Cooperative%20Research%20Report%20%28CRR%29/crr264/CRR264.pdf>.

Wallentinus I (2007) Alien species alert: *Undaria pinnatifida* (Wakame or Japanese kelp). ICES Cooperative Research Report No. 283. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea. Available



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



[http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Cooperative%20Research%20Report%20\(CRR\)/crr283/CRR283.pdf](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Cooperative%20Research%20Report%20(CRR)/crr283/CRR283.pdf). Accessed 24 March 2015.

Pannell A, Coutts ADM (2007) Treatment methods used to manage *Didemnum vexillum* in New Zealand. Prepared for Biosecurity New Zealand. Available: <http://woodshole.er.usgs.gov/project-pages/stellwagen/didemnum/images/pdf/news/pannellcoutts07.pdf>.

Holt RHF, Cordingley AP (2011) Eradication of the non-native carpet ascidian (sea squirt) *Didemnum vexillum* in Holyhead Harbour: progress, methods and results to spring 2011. CCW Marine Monitoring Report No. 90. Available: <https://secure.fera.defra.gov.uk/nonnativespecies/downloadDocument.cfm?id=792>.

Read GB, Inglis G, Stratford P, Ahyong ST (2011) Arrival of the alien fanworm *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) (Polychaeta: Sabellidae) in two New Zealand harbours. *Aquat Invasion* 6: 273-279.

Willan RC, Russell BC, Murfet NB, Moore KL, McEnnulty FR, et al. (2000) Outbreak of *Mytilopsis sallei* (Recluz, 1849) (Bivalvia: Dreissenidae) in Australia. *Molluscan Res* 20: 25-30.

Culver CS, Kuris AM (2004) Susceptibility of California gastropods to an introduced South African sabellid polychaete, *Terebrasabella heterouncinata*. *Invertebr Biol* 123: 316-323. pmid:15022360

Wotton DM, O'Brien C, Stuart MD, Fergus DJ (2004) Eradication success Down Under: heat treatment of a sunken trawler to kill the invasive seaweed *Undaria pinnatifida*. *Mar Pollut Bull* 49: 844-849. pmid:15530528

Anderson LWJ (2005) California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. *Biol Invasion* 7: 1003-1016.

Creese RG, Davis AR, Glasby TM (2004) Eradicating and preventing the spread of the invasive alga *C. taxifolia* in NSW. NSW Fisheries Final Report Series No. 64. Available: http://www.dpi.nsw.gov.au/__data/assets/pdf_file/0003/137487/output-466.pdf. Accessed 19 March 2015.



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



64. Galil BS, Marchini A, Occhipinti-Ambrogi A, Minchin D, Naršćius A, et al. (2014) International arrivals: widespread bioinvasions in European seas. *Ethol Ecol Evol* 26: 152-171. pmid:24899770

Genovesi P (2005) Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biol Invasion* 7: 127-133.

Knight FH (1921) Risk, uncertainty, and profit. Boston: Hart, Schaffner & Marx; Houghton Mifflin Company.

Davis MA, Chew MK, Hobbs RJ, Lugo AE, Ewel JJ, et al. (2011) Don't judge species on their origins. *Nature* 474: 153-154. pmid:21654782

Kumschick S, Gaertner M, Vilà M, Essl F, Jeschke JM, et al. (2015) Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *BioScience* 65: 55-63.

Campbell ML, Grage A, Mabin C, Hewitt CL (2009) Conflict between international treaties: failing to mitigate the effects of introduced marine species. *Dialogue* 28: 46-56

Hewitt CL, Campbell ML, Coutts ADM, Dahlstrom A, Shields D, et al. (2011) Species biofouling risk assessment. Commissioned by the Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF). Available <http://www.agriculture.gov.au/SiteCollectionDocuments/animal-plant/pests-diseases/marine-pests/biofouling-consult/species-biofouling-risk-assessment.pdf>. Accessed 19 March 2015.

Campbell ML, Grage A, Mabin C, Hewitt CL (2009) Conflict between international treaties: failing to mitigate the effects of introduced marine species. *Dialogue* 28: 46-56.

Datsyk N. A., Romanova Z. A., Finenko G. A., Abolmasova G. I., Anninskiy B. E. Zooplankton community structure in the inshore waters of the Crimean coasts (Sevastopol area) and trophic relations in the food chain zooplankton – Mnemiopsis in 2004-2008. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2012, vol. 11, no. 2, pp. 28-38. (in Russ.)

Shushkina E. A., Musaeva E. I. Structure of epipelagic zooplankton community and its changes related to the invasion of Mnemiopsis leidyi in the Black Sea. *Okeanologiya*, 1990, vol. 30, no. 2, pp. 306-310. (in Russ.) Vinogradov M. E., Shushkina E. A., Vostokov S. V.,

Vinogradov M. E., Shushkina E. A., Vostokov S. V., Vereshchaka A. L., Lukasheva T. A. Population dynamics of the ctenophores Mnemiopsis leidyi



МИНИСТЕРСТВО НА ЗЕМЕДЕЛИЕТО, ХРАНИТЕ И
ГОРИТЕ



and *Beroe ovata* near the Caucasus shore of the Black Sea. *Okeanologiya*, 2002, vol. 42, no. 5, pp. 693–701. (in Russ.),

Finenko G. A., Abolmasova G. I., Romanova Z. A., Datsyk N. A., Anninskiy B. E. *Sovremennoe sostoyanie populyatsii grebnevikov Mnemiopsis leidyi kak pishchevykh konkurentov promyslovyykh ryb v pribrezhnykh raionakh krymskogo poberezh'ya Chernogo morya*. In: *Promyslovye biologicheskie resursy Chernogo i Azovskogo morey* / V. N. Eremeev, A. V. Gaevskaya, G. E. Shul'man, Yu. A. Zagorodnyaya (Eds). Sevastopol : ECOSI Gidrofizika, 2011, chap. 9, pp. 271–276. (in Russ.)

Vinogradov M. E., Shushkina E. A., Anokhina L. L., Vostokov S. V., Kucheruk N. V., Lukasheva T. A. *Massovoe razvitie grebnevikov Beroe ovata u severo- vostochnogo poberezh'ya Chernogo morya*. *Okeanologiya*, 2000, vol. 41, no. 1, pp. 52–55. (in Russ.)

Melnik A. V., Melnikov V. V., Melnik L. A., Mashukova O. V. Influence of invader ctenophores on bioluminescence variability off the coast of Western Crimea. *Marine Biological Journal*, 2020, vol. 5, no. 2, pp. 67–75. doi: 10.21072/mbj.2020.05.2.06

Louppova N. THE ABUNDANCE AND BIOMASS DYNAMIC OF POPULATIONS OF THE BLACK SEA MACROZOOPLANKTON *Бюллетень науки и практики/ Bulletin of Science and Practice* <https://www.bulletennauki.com>, T. 6. No 5. 2020, <https://doi.org/10.33619/2414-2948/54/09>