

Неоникотиноидните пестициди и рисковете за околната среда:

доклад за научните доказателства
след 2013 г.



Януари 2017

GREENPEACE



Пчелар с шепи мъртви пчели
в Германия
© Fred Dott / Greenpeace

Съдържание

Предговор	5
Резюме	7
Рискове за пчелите	7
Повече рискове за околната среда	9
1. Въведение и състояние към момента	11
2. Доказателства за излагане на неоникотиноиди	13
2.1 Рискът за нецелесъобразни организми от излагане на неоникотиноиди, приложени директно върху земеделски култури	13
2.2 Риск от излагане на нецелесъобразни организми на неоникотиноиди в околната среда	20
3. Доказателства за въздействието на неоникотиноидите върху здравето на животните	41
3.1 Чувствителността на земни пчели и несоциални пчели към неоникотиноиди	41
3.2 Чувствителност на пеперуди и молци към неоникотиноиди	53
3.3 Чувствителност на други сухоземни безгръбначни към неоникотиноиди	58
3.4 Чувствителност на водни безгръбначни към неоникотиноиди	61
3.5 Чувствителност на птици и прилепи към неоникотиноиди	65
3.6 Синергичните ефекти от използването на допълнителни пестициди, заедно с неоникотиноиди	70
4. Закljučителни бележки	75
4.1 Напредък в научните познания и сравнение със знанията от 2013 г.	75
4.2 Съществуващи пропуски и бъдещи изследвания	77
4.3 Заключение	78
Литература	80



Предговор

Опрашители, в т.ч. медоносните пчели, дивите пчели и други насекоми, играят важна роля за нашата храна и земеделската продукция. $\frac{3}{4}$ от земеделските култури, продавани на световния пазар, зависят от тях в някаква степен¹. Въпреки това, тези толкова важни насекоми са в беда. Например, популациите на някои диви земни пчели са претърпели драматичен срив и са се превърнали в регионално или глобално изчезващи видове. Достъпната информация за други видове опрашители представя подобна притеснителна картина.

Този спад в популациите е признак за неработеща индустриална земеделска система. Изобилна научна информация показва, че като причинява загуба на видово разнообразие, разрушава местообитанията за хранене и разчита на токсични химикали за контрол на плевели и вредители, индустриалното земеделие заплашва бъдещето на насекомите-опрашители, от които зависи толкова много.

Опрашители редовно са изложени на токсични химикали като инсектициди, хербициди и фунгициди. Цялостното въздействие от това е все още неясно. Въпреки това, научните доказателства показват, че някои инсектициди в частност, имат директен отрицателен ефект върху здравето на опрашителите, влияейки както на отделни организми, така и на цели колонии. Това включва няколко от т.нар. неоникотиноиди, както и други инсектициди².

Употребата на неоникотиноидни инсектициди започва през средата на 90-те години като „добър“ заместител на по-стари, по-вредни субстанции. Тяхната употреба се е повишила значително, предимно за покриване на семена, което ги е превърнало в най-използвания вид инсектициди в глобален мащаб. Въпреки това, от средата на първото десетилетие на XXI в. учените започват да изказват опасения, че неоникотиноидите

могат да навредят на нецелеви организми, особено на медоносните и земните пчели.

В отговор на повишаващия се обем научни доказателства, през 2013 г. Европейският съюз прие частична забрана на 3 неоникотиноида (имidakлоприд, клотианидин и тиаметоксам), както и на друг инсектицид – фипронил. ЕС ограничи няколко от употребите, които Европейският орган за безопасност на храните (EFSA) потвърди, че са опасни за пчелите. Въпреки това, EFSA също признава, че няма достатъчно задоволителни научни данни, за да се оценят определени употреби и влияния върху опрашители, различни от медоносните пчели³.

От тогава, изследователската общност, водена от загрижеността на обществото и политиките, показва още по-голям интерес към факторите, допринасящи за кризата с опрашители, включително влиянието на специфични пестициди. „Грийнпийс“ възложи на една от водещите научни институции в областта – Университетът в Съсекс в Обединеното кралство да направи обширен преглед на всички научни публикации от 2013-та година насам, които изучават въздействието на неоникотиноидните инсектициди върху опрашители и околната среда.

Докладът потвърждава рисковете, идентифицирани от EFSA през 2013-та година и показва появата на допълнителни рискове за опрашители. Новото изследване показва особено, че вредата върху пчелите нараства не само от третираните растения, но и от замърсени диви растения, които не са третирани с неоникотиноиди. Последните данни също показват, че неоникотиноидите са навсякъде в нашата околна среда, замърсявайки водата, почвата и естествената

1. EASAC, 2015, Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids.

2. Greenpeace, 2013, Угрозата на пчелите.

3. EFSA, 2013, Conclusions on the pesticide risk assessment for bees for the active substances imidacloprid, clothianidin and thiamethoxam.

растителност. Доказателствата показват, че те представляват сериозни рискове за много видове диви животни, различни от пчелите, включително пеперуди, бръмбари и водни насекоми, с възможна верижна реакция нагоре по хранителната верига.

Резултатите напомнят последните заключения на EFSA, които в еднаква степен потвърждават предходни открития относно риска за пчелите и показват допълнителни опасности⁴.

Въз основа на тези открития, би било безотговорно да се продължи употребата на тези химикали. Трите неоникотиноида, които вече са предмет на частични забрани, имidakлоприд, клотианидин и тиаметоксам, би трябвало да бъдат забранени изцяло. Всички пестициди трябва да бъдат внимателно изследвани за въздействието им върху пчелите преди да се взимат регулаторни решения за тяхната употреба.

Време е да признаем, че замяната на вредни химикали с предполагаемо „добри“ неоникотиноиди не е устойчиво решение за контрол на насекомите-вредители. Необходимо е повече усилия да бъдат насочени към развитието и въвеждането на екологично-издържани практики за предотвратяване на появата на насекомите-вредители като цяло, както и да се защитят растенията от тях, ако подобни вредители се появят.

Установено е, че екологичното земеделие, което поддържа голямо биологично разнообразие без прилагане на синтетични химически пестициди или торове, подобрява контрола на плевели, болести и насекоми-вредители, и като цяло увеличава устойчивостта на екосистемите⁵. Преминването към екологично земеделие е единственият начин да предпазим опрашители и да запазим безценното им присъствие за благото на всички ни.

Марко Контиеро и Франциска Ахтерберг



© Axel Kirchhof / Greenpeace

4. EFSA, 2015, Conclusions on uses other than seed treatments and granules of imidacloprid, clothianidin and thiamethoxam; EFSA, 2016, Conclusions on imidacloprid and clothianidin in the light of confirmatory data submitted.

5. Greenpeace, 2015, 7 принципа на екологичното земеделие.

Резюме

Прегледът на научната литература е изготвен от:

Автори: Томас Ууд и Дейв Гулсън
Sussex University

Неоникотиноидните пестициди се използват за първи път в средата на 90-те години и от тогава употребата им рязко се увеличава дотолкова, че те са най-разпространеният вид инсектициди в света, най-често при покриването на семена. Неоникотиноидите са водоразтворими, така че дори малко количество, използвано за третирането на семе, се разтваря при контакт с вода в почвата и се просмуква чрез корените на младото растение. Веднъж проникнали в растението, неоникотиноидните пестициди стават част от системата на растението (те са системни инсектициди) и могат да бъдат намерени в проводящите тъкани и листната маса, предпазвайки растението от растителноядни насекоми. Тази профилактична употреба на неоникотиноидните пестициди е изключително разпространена за голям диапазон от полски култури в развития свят.

Въпреки това, само около 5% от активните съставки на неоникотиноидите се поемат от земеделските култури. Вместо това, повечето от тях се разпръскват в околната среда. През последните 10 години, много изследвания предупреждават, че неоникотиноидите могат да имат отрицателен ефект върху нецелеви организми. По-точно, неоникотиноидите се свързват със събития като масово отравяне на пчели и е доказано, че ако бъдат консумирани от земните или медоносните пчели, те имат отрицателен ефект върху здравето им. В отговор на растящото количество научни доказателства, Европейският орган за безопасност на храните (EFSA) имаше задачата да направи оценки на риска при употребата на клотианидин, имidakлоприд и тиаметоksam и тяхното въздействие върху пчелите. Тези оценки, публикувани през 2013 г., заклю-

чават, че употребата на тези съединения върху определени цфтящи култури, представлява висока опасност за пчелите. На базата на тези открития, ЕС прие частична забрана на тези субстанции през май 2013 г., които влязоха в сила на 1 декември 2013 г.

Целта на този доклад е да сравни и обобщи научните доказателства, публикувани след 2013-та година, които изследват въздействието на неоникотиноидите върху нецелеви организми и да ги събере на едно място, за да помогне за вземането на информирани решения. Поради международните опасения относно въздействието на неоникотиноидите върху дивата природа, тази тема получава огромно научно внимание през този тригодишен период. Тъй като забраните са въведени, заради опасността от неоникотиноидите за пчелите, голяма част от изследванията са насочени към тази група.

Рискове за пчелите

Най-общо казано, оценките на EFSA са насочени към рисковете и многото начини за излагане на пчелите на неоникотиноиди и директния смъртоносен или сублетален ефект в резултат на това. Нови научни доказателства са налични във всички тези области и е възможно да се коментира промяната в научните данни от 2013-та година насам в сравнение с тези от докладите на EFSA. Този документ не е написан, за да играе ролята на официална оценка на риска за пчелите от употребата на неоникотиноиди, каквато представляват докладите на EFSA. Вместо това се опитва да обобщи как новите доказателства са променили нашето разбиране за вероятните рискове за пчелите – дали са по-високи, по-ниски

или еднакви с рисковете, познати ни до 2013 г. Позовавайки се на докладите на EFSA от 2013 г., напредъкът във всяка област и неговото значение относно първоначалните оценки може да се обобщи по следния начин:

- ∞ Риск от излагане на въздействие от цветен прашец и нектар от третирани цъфтящи култури. Докладите на EFSA изчисляват типичното излагане на въздействие от цъфтящи култури, третирани с неоникотиноиди при покриването на семената. В момента, по тази тема има значително по-голямо количество информация, като повечето изследвания подкрепят изчислените стойности. За пчелите **рискът** от цъфтящи култури **е непроменен** в сравнение с доклада на EFSA от 2013 г.
- ∞ Риск от нецъфтящи култури и етапи на растеж преди цъфтене. Нецъфтящите култури са смятани за безопасни за пчелите. Няма нови изследвания, които да показват, че нецъфтящите култури представляват директна опасност за пчелите. **Рискът остава непроменен.**
- ∞ Риск от излагане на въздействие от посеви на третирани семена, последвано от разпространението на разпраснени пестициди (пренос на неоникотиноиди от област с по-висока концентрация към област с по-ниска концентрация). Въпреки модификациите в технологиите за сеене, наличните изследвания предполагат, че разпространението на разпраснени пестициди продължава да е факт и това е причина за интензивно излагане. **Рискът остава непроменен.**
- ∞ Риск от излагане на въздействие от гутационна течност. Позовавайки се на налични доказателства, това се смята за ниско-рисково излагане според EFSA 2013. Новата информация не променя тази позиция, така че **рискът остава непроменен.**
- ∞ Риск от излагане на въздействие и поемане на неоникотиноиди от неземеделски култури. Поемането на неоникотиноиди от неземеделски култури се смята за пренебрежително, въпреки че е идентифицирана недостатъчност на информацията. От тогава, много изследвания демонстрират голямо поемане на неоникотиноиди и тяхното присъствие в прашеца, нектара и зелената маса на дивите

растения. Най-общо се смята, че пчели, събиращи прашец от третирани с неоникотиноиди растения, са изложени на най-високите концентрации на неоникотиноиди, но немалки количества от неоникотиноиди присъстват в прашеца и нектара на дивите растения и този източник на излагане може да бъде много по-продължителен от периода на цъфтежа на растението. **Рискът** от излагането на въздействие от нецелеви растения очевидно **е повишен.**

- ∞ Риск от излагане на въздействие от последващи култури (култури, които са засети след такива, обработени с неоникотиноиди). По този въпрос е регистрирана липса на достатъчно информация. Малко на брой изследвания са се занимавали с този въпрос, но тази област представлява някакъв риск, тъй като се знае, че неоникотиноидите имат потенциала да остават с години в почвата и могат да бъдат регистрирани няколко години след последната им употреба. Въпреки това, поради малкото налична информация по въпроса, **рискът се смята за непроменен.**
- ∞ Смъртоносен ефект от неоникотиноидите върху възрастните пчели. Допълнителни изследвания за токсичността на неоникотиноидите за медоносните пчели подкрепят оценките от EFSA 2013. Повече информация по въпроса за токсичността за дивите пчели е публикувана и мета-анализът предполага подобен резултат. Конкретизирането на конкретни видове пчели е важно, но смъртоносният ефект на неоникотиноидите трябва да **се смята за непроменен риск.**
- ∞ Сублетални ефекти върху дивите пчели от неоникотиноидите. Разглеждането на сублеталните ефекти от EFSA е ограничено заради липсата на утвърдена методология за измерването на подобни ефекти. Регистрирана е недостатъчност на информацията. Излагането на култури, обработвани с неоникотиноиди, доказано води до отрицателни ефекти върху дивите пчели. Полеви и лабораторни изследвания демонстрират отрицателните ефекти върху способността за намиране на храна и здравето на пчелите, използвайки неоникотиноидни концентрации, близки до тези, които се използват на практика. **Рискът е повишен.**



Червена женска дива пчела
Osmia rufa в полет
© Kim Taylor / NPL

В този контекст, изследванията проведени от 2013 г. насам предполагат, че неоникотиноидите представляват близък до по-висок риск за диви и одомашени пчели, в сравнение със заключенията от 2013 г. Оценката на риска през 2013 г. е била достатъчна за частична забрана на използването на неоникотиноиди върху цъфтящи култури. Имайки предвид новите доказателства, които потвърждават или развиват доказателствата за риска за пчелите, то е логично да се заключи, че настоящите научни доказателства подкрепят продължаването на мораториума и представляват повод да се обсъди и разширяване на обхвата на частичната забрана за използване на неоникотиноидите.

По-широк набор от рискове за околната среда

Освен по въпроса с пчелите, научното ни разбиране се е подобрило и в следните области, които не са вземани предвид от EFSA:

- ∞ Нецъфтящите култури, третирани с неоникотиноиди, могат да са опасни за нецелесъобразни организми поради увеличаването на смъртността в популациите на полезните хищници.
- ∞ Неоникотиноидите могат да останат в почвата за няколко години, водейки до хронично заразяване и, в някои случаи, натрупване с течение на времето.
- ∞ Неоникотиноидите продължават да бъдат откривани в различни видове водни пътища, включително канапки, локви, езера, планински потоци, реки, временно влажни зони, снеготопеж, подпочвени води и отточните води на пречиствателни станции.
- ∞ Наблюденията върху чувствителността на водните организми към неоникотиноидите показва, че много видове водни насекоми са няколко степени по-чувствителни към тези съединения в сравнение с традиционните видове организми, които обикновено се използват за тестове за употреба на пестициди.
- ∞ Доказано е, че неоникотиноидите се намират в прашеца, нектара и зелената маса на неземеделски култури, намиращи се в непосредствена близост до земеделски полета. Това обхваща широк диапазон от тревисти годишни плевели до многогодишна дървесна растителност. По този начин се очаква нецелесъобразни растителноядни насекоми и опрашители.

тели, различни от пчелите, обитаващи синори и живи плетове, да бъдат изложени на неоникотиноиди. От особено значение са растенията, засети в непосредствена близост до земеделски полета, специално с цел опазване на опрашителите.

- ∞ Подобни изследвания предполагат отрицателна връзка между употребата на неоникотиноидите в селскостопанските райони и популацията на пеперуди, пчели и насекомоядни птици в три различни страни.

Работата по изследването на неоникотиноидите продължава да подобрява разбирането ни за това как тези съединения се разнасят и насляват в околната среда. Тези водоразтворими съединения не се ограничават само до селскостопанските култури, вместо това те проникват в повечето части на селскостопанските райони, в които са използвани, и в някои случаи достигат по-далеч чрез водни пътища и оттичането на водата. Изследвания, проведени в лаборатории, симулиращи полеви условия, както и такива от полеви опити продължават да показват, че следите от натрупани неоникотиноиди могат да оказват едновременно смъртоносен и сублетален ефект за голям диапазон от видове. Степените на податливост към неоникотиноидите варират неимоверно между различните видове, някои показващи негативни реакции за няколко частици на милиард, а други не показват подобни ефекти при хиляди частици на милиард. По отношение на оценките, направени през 2013 г. за клотианидин, имidakлоприд и тиаметоксам, като се фокусират върху ефекта им върху пчелите, нови изследвания затвърждават аргументите за налагане на мораториум, най-вече защото е очевидно, че те представляват риск не само за пчелите, но и за много нецелеви организми. Имайки предвид подобреното в научното познание по отношение на това как неоникотиноидите се пренасят в околната среда, е необходимо спешно да се възобнови дискусията за рисковете, предизвиквани от употребата на неоникотиноиди върху нецелфтящи култури и в неселскостопански райони.



01.

Въведение и състояние към момента

Неоникотиноидните пестициди за първи път се използват през 90-те години на двадесети век. От тогава тяхната употреба рязко се покачва и днес те са най-разпространеният клас инсектициди в света. Това увеличаване на популярността им започва от началото на XXI в. до сега (Фиг.1). Употребата на неоникотиноиди се дължи най-вече на усвояването на практиката за третиране на семената. Неоникотиноидите са водоразтворими, така че дори малко количество, приложено върху семе, се разтваря при контакт с вода в почвата и се просмуква чрез корените на младото растение. Веднъж проникнали в растението, пестицидите стават част от целия организъм. Намират се в проводящите тъкани и зелената маса, предпазвайки растението от растителноядни насекоми. Профилактичната употреба на неоникотиноиди е широко разпространена. Например, между 79-100% от царевичните семена за посеви в САЩ през 2011 г. са били третирани с неоникотиноиди (Douglas and Tooker 2015).

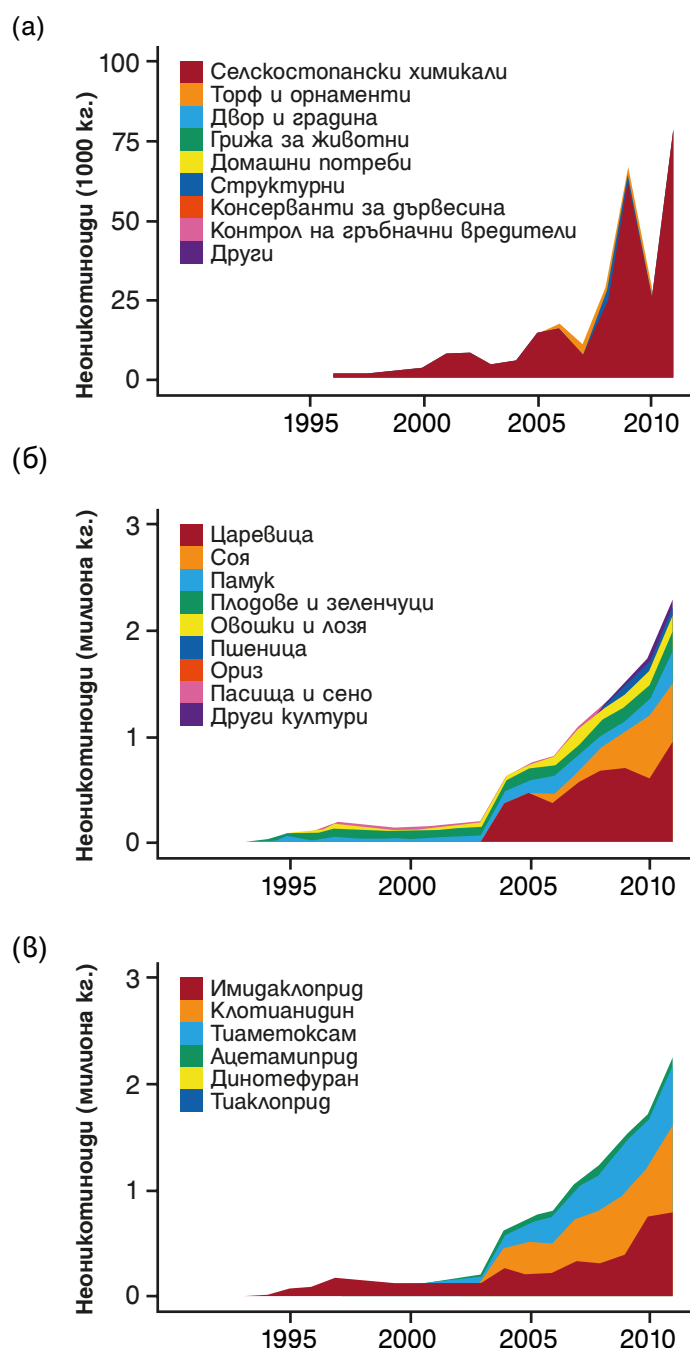
Въпреки това, само около 5% от активните съставки на неоникотиноидите се поемат от растенията. Вместо това, повечето от тях се разпространяват в околната среда. През последните години, много автори изказват опасенията си за въздействието на неоникотиноидите върху нецелеви организми. Неоникотиноиди, освободени във въздуха от машини за посяване, са част от причината за масовото отравяне на медоносни пчели в Германия и Италия (Pistorius *et al.* 2009; Bortolotti *et al.* 2009). Неоникотиноиди са открити в земеделски почви (Bonmatin *et al.* 2005) също така и в прашеца и нектара на третирани растения (Bonmatin *et al.* 2007). През 2012 г. са публикувани две изследвания, получили голямо публично внимание, които показват, че излагането на неоникотиноиди, намиращи се в

нектара и прашеца, може да доведе до сериозни последици за медоносните пчели като проблеми в ориентацията и смъртност (Henry *et al.* 2012), проблеми в развитието на колонията и в производството на пчели-майки (Whitehorn *et al.* 2012). В отговор на големия обем изследвания, Европейският орган по безопасност на храните (EFSA), организацията, която надзирава употребата на селскостопански химикали, е упълномощена да изготви оценка на трите най-употребявани неоникотиноиди (клотианидин, имidakлоприд и тиаметоксам) и риска, който те представляват за пчелите ((EFSA 2013a; 2013b; 2013c). На базата на достъпните доказателства EFSA предлага мораториум за употребата на неоникотиноиди, който се приема и прилага от Европейската комисия в края на 2013 г.

Срокът на действие на този мораториум скоро ще изтече. Една от конкретните му цели бе да се позволи по-нататъшно изследване на въздействието на неоникотиноидите върху пчелите, което да спомогне за вземането на последващи регулаторни решения. От 2013 г. насам са публикувани голям брой изследвания, които разглеждат въздействието на неоникотиноидите върху пчелите и многообразие от други нецелеви видове. Публикувани са също много оценки за въздействието на неоникотиноидите върху нецелеви организми, като например Nuytens *et al.* (2013) за замърсен с неоникотиноиди прах, Godfray *et al.* (2014; 2015) за рисковете от неоникотиноиди за опрашителите, Bonmatin *et al.* (2015) за излагането на неоникотиноиди и съдбата на околната среда, Pisa *et al.* (2015) и Gibbons *et al.* (2015) за въздействието на неоникотиноидите върху нецелеви сухоземни организми и Morrissey *et al.* (2015) за замърсяването на водни екосистеми с неоникотиноиди и тяхното въздействие върху водните

организми.

Целта на този доклад е да разгледа научните доказателства от 2013 г. насам, отнасящи се за въздействието на неоникотиноидите върху дивите нецелеви организми (което следователно изключва одомашнените медоносни пчели) и да ги обобщи, с което да спомогне за вземането на информирани решения. Докладът не представлява официална оценка на риска, въпреки че ще бъдат правени сравнения с познанията, използвани специално в докладите на EFSA и тези, които са били познати през 2013 г. като цяло. Откритията ще бъдат от интерес за тези, които вземат предвид широкото въздействие на неоникотиноидните пестициди при оценката им за бъдещето използване на неоникотиноиди в селскостопански райони.



Фиг. 1. Продажби на неоникотиноиди според (а) вид продукт, (б) употреба по земеделски култури и (в) активни съставки, от 1992 г. до 2011 г. Използваната информация в (а) е базирана на продажби в Минесота. Информацията за земеделски култури и активни вещества е взета от United States Geological Survey. У-координатите представят количеството активни съставки на неоникотиноидите в хиляди или милиони килограми. Заимствано от Douglas and Tooker (2015)

02.

Доказателства за излагане на неоникотиноидни пестициди

2.1 Рискът за нецелесъобразни организми от излагане на неоникотиноиди, приложени директно върху земеделски култури

Имайки предвид характера им, неоникотиноидите, приложени по какъвто и да е начин (напр. покриване на семената, пръскане на листата, напояване) ще бъдат поети от растенията и в последствие ще бъдат открити във всичките им части (Simon-Delso *et al.* 2015). Докладите на EFSA (2103a; 2013b; 2013c) идентифицират и дискутират няколко начина, по които пчелите могат да бъдат изложени на неоникотиноиди, където рискът зависи от честотата и начина на прилагане и от вида на растението. Въпреки това, познанията за обхвата и важността на тези начини на излагане са били непълни. От тогава са публикувани голям брой изследвания, които документират излагането на неоникотиноиди от третираните растения. Част от най-важните оценки са Nuytens *et al.* (2013), Godfray *et al.* (2014), Long and Krupke (2015) и Bonmatin *et al.* (2015).

2.1.1 Риск от излагане от прашец и нектар на третираните цъфтящи култури

Използвайки данните от 30 (клотианидин), 16 (тиаметоксам) и 29 (имidakлоприд) полеви изследвания и познатата честота на прилагане, EFSA (2013a; 2013b; 2013c) изчислява очакваните остатъчни количества в прашеца и нектара на изследваните растения (1). Нивата варират, но винаги в рамките на един порядък. Нивата в прашеца са постоянно по-високи от тези в нектара. Godfray *et al.* (2014) разглежда 20 публикувани изследвания, за да изчисли средноаритметично максимално ниво от 1.9 ppb (частици на милиард) за нектара и 6.1 ppb (частици на милиард) за прашеца в третираните растения, което съответства на откритията на EFSA.

Растение	Пестицид	Остатъци в прашеца (ng/g)		Остатъци в нектара (ng/g)	
		Минимум	Максимум	Минимум	Максимум
Маслодайна рапица	Клотианидин	5.95	19.04	5	16
Слънчоглед	Клотианидин		3.29		0.324
Царевица	Клотианидин	7.38	36.88	n/a	n/a
Маслодайна рапица	Имдаклоприд	1.56	8.19	1.59	8.35
Слънчоглед	Имдаклоприд		3.9		1.9
Царевица	Имдаклоприд	3.02	15.01	n/a	n/a
Памук	Имдаклоприд	3.45	4.6	3.45	4.6
Маслодайна рапица	Тиаметоksam	4.592	19.29	0.648	2.72
Слънчоглед	Тиаметоksam	2.378	3.02	0.59	0.75
Царевица	Тиаметоksam	13.419	21.513	n/a	n/a

Таблица 1. Обобщение на очакваните остатъчни количества в прашеца и нектара на различни цфтящи култури, третирани с неоникотиноиди, изчислени от EFSA при разглеждането на резултатите от полеви изследвания. Няма данни за нектар при царевицата, тъй като това растение не произвежда такъв. Празните пространства обозначават липсата на декларираны стойности.

Таблица 2. Обобщение на изследванията, публикувани след 2013 г., които документират неоникотиноидните остатъци в прашеца и нектара, събирани от свободно-летищи пчели в местности, близки до третирани и нетретирани цфтящи култури. Резултатите за пробите, взети от третирани райони, са оделени. ПП – пролетни посеви, ЗП – зимни посеви, НД – неясна дата на посева.

Биологичен вид	Вид проба	Дата на вземане на пробите	Местоположение на кошера	Средна обща неоникотиноидна концентрация (ng/ml или ng/g)	Справка
<i>Apis mellifera</i>	Нектар	2005-2009 г. (дати неизвестни)	В непосредствена близост до нетретирани НД полета с маслодайна рапица	<1 (количествена граница)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Нектар	2005-2009 г. (дати неизвестни)	В непосредствена близост до третирани НД полета с маслодайна рапица	0.7-2.4 (диапазон на регистрираните средни стойности)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Нектар	6 май 2014 г.	В непосредствена близост до нетретирани ЗП полета с маслодайна рапица	<0.3 (граница на регистриране)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Нектар	6 май 2014 г.	В непосредствена близост до третирани ЗП полета с маслодайна рапица	0.68	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Нектар	10-14 май 2014 г.	В непосредствена близост до нетретирани ЗП полета с маслодайна рапица	<0.3 (граница на регистриране)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Нектар	10-14 май 2014 г.	В непосредствена близост до третирани ЗП полета с маслодайна рапица	0.77	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Нектар	Юни 2013 г. (цфтеж на маслодайната рапица)	В непосредствена близост до нетретирани ПП полета с маслодайна рапица	0.1	Rundlöf <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Нектар	Юни 2013 г. (цфтеж на маслодайната рапица)	В непосредствена близост до третирани ПП полета с маслодайна рапица	10.3	
<i>Bombus terrestris</i>	Нектар	Юни 2013 г. (цфтеж на маслодайната рапица)	В непосредствена близост до нетретирани ПП полета с маслодайна рапица	0	Rundlöf <i>et al.</i> (2015)
<i>Bombus terrestris</i>	Нектар	Юни 2013 г. (цфтеж на маслодайната рапица)	В непосредствена близост до третирани ПП полета с маслодайна рапица	5.4	Rundlöf <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	2005-2009 г. (дати неизвестни)	В непосредствена близост до нетретирани царевични полета	<1 (количествена граница)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	2005-2009 г. (дати неизвестни)	В непосредствена близост до третирани царевични полета	1-7 (диапазон на регистрираните средни стойности)	Pilling <i>et al.</i> (2013)

Биологичен вид	Вид проба	Дата на вземане на пробите	Местоположение на кошера	Средна обща неоникотиноидна концентрация (ng/ml или ng/g)	Справка
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	2005-2009 г. (дати неизвестни)	В непосредствена близост до нетретиран НД полета с маслодайна рапица	<1 (количествена граница)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	2005-2009 г. (дати неизвестни)	В непосредствена близост до нетретиран НД полета с маслодайна рапица (количествена граница)	<1-3.5 (диапазон на регистрираните средни стойности)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Първите две седмици на юли 2012 г.	В непосредствена близост до нетретиран ПП полета с маслодайна рапица	0.24	Cutler <i>et al.</i> (2014)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Първите две седмици на юли 2012 г.	В непосредствена близост до третиран ПП полета с маслодайна рапица	0.84	Cutler <i>et al.</i> (2014)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Юни 2013 г. (цъфтеж на маслодайната рапица)	В непосредствена близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	<0.5 (граница на регистриране)	Rundlöf <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Юни 2013 г. (цъфтеж на маслодайната рапица)	В непосредствена близост до третиран ЗП полета с маслодайна рапица	13.9	Rundlöf <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Май до септември 2011 г.	Неселскостопанска област	0.047	Long and Krupke (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Май до септември 2011 г.	В непосредствена близост до нетретиран царевични полета	0.078	Long and Krupke (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Май до септември 2011 г.	В непосредствена близост до третиран царевични полета	0.176	Long and Krupke (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	6 май 2014 г.	В непосредствена близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	<0.3 (граница на регистриране)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	6 май 2014 г.	В непосредствена близост до третиран ЗП полета с маслодайна рапица	0.50	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	10-14 май 2014 г.	В непосредствена близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	<0.3 (граница на регистриране)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	10-14 май 2014 г.	В непосредствена близост до третиран ЗП полета с маслодайна рапица	0.97	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Bombus terrestris</i>	Прашец	10 май 2014 г.	В непосредствена близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	<0.3 (граница на регистриране)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Bombus terrestris</i>	Прашец	10 май 2014 г.	В непосредствена близост до третиран ЗП полета с маслодайна рапица	0.88	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Bombus impatiens</i>	Прашец	Юли до август 2013 г.	В непосредствена близост до нетретиран царевични полета	<0.1 (граница на регистриране)	Cutler and Scott-Dupree (2014)
<i>Bombus impatiens</i>	Прашец	Юли до август 2013 г.	В непосредствена близост до третиран царевични полета	0.4	Cutler and Scott-Dupree (2014)
<i>Osmia bicornis</i>	Прашец	14 май 2014 г.	В непосредствена близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	<0.3 (граница на регистриране)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Osmia bicornis</i>	Прашец	14 май 2014 г.	В непосредствена близост до третиран ЗП полета с маслодайна рапица	0.88	Rolke <i>et al.</i> (2016)

От 2014 г. насам са публикувани няколко изследвания, които отчитат неоникотиноидните концентрации в прашеца и нектара на цъфтящи култури, третирани с неоникотиноиди. Техническите резултати са приблизително в рамките на концентрациите, докладвани от EFSA и Godfray *et al.* В маслодайната рапица, третирана с тиаметоксам Botías *et al.* (2015) открива средна концентрация от 3.25 ng/g тиаметоксам, 2.7 ng/g клотианидин и 1.68 ng/g тиаклоприд в прашеца. Нектарът на маслодайната рапица поддържа средна концентрация от 3.20 ng/g на тиаметоксам, 2.18 ng/g на клотианидин и 0.26 ng/g тиаклоприд. Xu *et al.* (2016) откриват средни нива на клотианидин в маслодайната рапица – 0.6 ng/g. Не са вземани проби от прашец. В прашеца на царевичката Stewart *et al.* (2014) откриват средни нива на тиаметоксам и клотианидин между лимитите на регистриране и 1 ng/g до 5.9 ng/g при голям диапазон от различни третираня на семената. Xu *et al.* (2016) откриват средно ниво на клотианидин 1.8 ng/g в царевичния прашец. Допълнително, Stewart *et al.* (2014) не откриват неоникотиноидни остатъци в нектара на соята и памука.

Няколко изследвания, публикувани след 2013 г., използват свободно-летиращи пчели, за да демонстрират, че в близост до третирани цъфтящи култури излагането им на неоникотиноиди се увеличава (2). Неоникотиноидните концентрации в прашеца, събран от връщащи се в кошера медоносни пчели, поставен в близост до нетретирани цъфтящи култури, варира между 0-0.24 ng/g. За сравнение, прашецът от кошер в близост до третирани цъфтящи култури съдържа неоникотиноидна концентрация, варираща между 0.84-13.9 ng/g. Има далеч по-малко изследвания върху земните пчели и поради това размерът на пробите е много по-малък, с концентрации на неоникотиноиди в прашеца от нетретирани райони вариращи между <0.1-<0.3 ng/g и 0.4-0.88 за кошерите в близост до нетретирани райони. Единственото достъпно изследване, което разглежда несоциалните пчели (пчелни видове, които не живеят на кошеру) е *Osmia bicornis*, който регистрира <0.3 ng/g в нетретирани райони и 0.88 ng/g в третирани с неоникотиноиди райони. Подобни тенденции се откриват в нектара, въпреки че има значително по-малко изследвания. Rolke *et al.* (2016) откриват неоникотиноидни

концентрации 0.68-0.77 ng/ml в нектар, събран от медоносни пчели, в близост до третирани с неоникотиноиди райони с маслодайна рапица, сравнявайки ги с <0.3 ng/ml от кошер в близост до нетретирани райони. Въпреки това, Rundlöf *et al.* (2015) откриват концентрации от 5.4 ng/ml в нектар, събиран от земни пчели и 10.3 ng/ml в нектар, събиран от медоносни пчели, чиито кошер са в близост до третирани с неоникотиноиди полета с маслодайна рапица, в сравнение с резултатите от концентрациите в нектара на пчели, чиито кошер са в близост до нетретирани полета с маслодайна рапица – 0-0.1 ng/ml.

Тази разлика между неоникотиноидните концентрации, намерени в прашеца и нектара от различните проучвания, е значителна. Регистрираните нива в прашеца и нектара вероятно зависят значително от дозата, вида третиране, изучаваното растение, сезона, локацията, вида на почвата, метеорологичните условия, часа, в който са взети пробите и т.н. Дори разликата в сортовете може да доведе до значителна разлика в остатъка неоникотиноиди в нектара и прашеца (Bonmatin *et al.* 2015). Тъй като пробите прашец, взети от няколко пчели могат да са смесица от няколко растения, повечето от които не са земеделски култури, неоникотиноидният остатък ще бъде разрежен с нетретирани прашец от растения, които не са земеделски култури. Въпреки това, отнасяйки се до цитираните изследвания, по-високите концентрации са в порядъка на 6.1 ng/g в прашеца и 1.9 ng/ml в нектара, стойности изчислени от Godfray *et al.* (2014). Допълнително, във всички случаи, концентрациите на неоникотиноиди в прашеца и нектара са по-високи в местностите в близост до третирани с неоникотиноиди райони – в сравнение с тези в близост до нетретирани райони. Наличните доказателства показват, че третирани цъфтящи култури повишават излагането на пчелите на неоникотиноидни пестициди. Новите доказателства за концентрациите, открити в цъфтящите култури са приблизително еднакви с нивата от докладите на EFSA (2013a; 2013b; 2013c).

2.1.2 Риск от нецъфтящи култури и в етапите на растеж преди цъфтеж

Докладите на EFSA казват, че някои култури, върху които е позволено да се използва клотианидин за покриване на семена, не цъфтят, жънат се преди цъфтеж или не произвеждат нектар или прашец и следователно не са опасни за пчелите. Докато нецъфтящите култури очевидно не са причина за излагане чрез прашец и нектар, те все пак са източник на неоникотиноиди, които могат да се разпръснат в околната среда (дискутирано в част 2.2). В допълнение, третираните растения от какъвто и да е вид представляват допълнителни начини за неоникотиноидно излагане от други организми.

В зависимост от вида на растението и размера на семената му, третираните с неоникотиноиди семена съдържат между 0.2-1 mg активни съставки във всяка семка (Goulson 2013). За една зърноядна яребица с тегло 390 гр. Goulson изчислява, че тя се нуждае от около пет царевични семена, шест семена на захарно цвекло или 32 на маслодайна рапица, за да получи номиналната стойност на LD50 (средна смъртоносна доза). Позовавайки се на американската Агенция за защита на околната среда, която изчислява, че около 1% от засетите семена при препоръчаната гъстота за сеитба са достъпни за гръбначните животни, Goulson пресмята, че 10 гка, посети с царевични или маслодайна рапица, могат да осигурят LD50 за около 100 яребици. Имайки предвид, че яребиците консумират около 25 гр. семена на ден, очевидно е, че има вероятност от поглъщане на неоникотиноиди от зърноядни животни, особено птици и бозайници. Въпреки това, докато няколко полеви изследвания са разглеждали смъртоносните и почти смъртоносните ефекти на третираните семена върху птиците (виж част 3.5.), няма изследвания в полеви условия, които да демонстрират консумацията на третираните семена от домашни животни в сравнение с консумацията на нетретираните семена, с което да се разбере по-добре излагането на неоникотиноиди по този начин.

В допълнение към растителноядните насекоми, развиващите се разсади, третираните с неоникотиноиди, привличат и растителноядни мекотели. Понеже неоникотиноидите имат сравнително слаб ефект върху мекотели, Douglas *et al.* (2015) изучават неоникотиноидните остатъци в голия мрежест охлюв (*Deroceras reticulatum*), който е основен селскостопански вредител, използвайки обработени с неоникотиноиди семена на соя както в лабораторни, така и в полеви условия. Неоникотиноидните концентрации в събраните проби от охлюви, хранещи се с третираните семена на соя, стигат до 500 ng/g със средни нива от 100 ng/g след 12-дневен период на хранене. Не са открити неоникотиноиди в охлювите, които се хранят с нетретираните растения. След 169 дни не са открити неоникотиноиди нито в контролната група, нито в тестовата. В лабораторни условия, охлювите, консумиращи семена на соя, са понесли ниска смъртност – между 6-15%, в зависимост от интензитета на третиране на семената. При лабораторни опити, след хранене със соя, охлювите са подложени на трицветен бръмбар-бегащ *Chlaenius tricolor*. Този вид е типичен хищен бръмбар в агро-екосистемите и е признат като важен хищник за охлювите. При бръмбарите консумирали охлюви, 61,5% (n=16/26) от тези изложени на неоникотиноиди, в последствие се появяват следи от увреждане за разлика от тези, които консумират охлюви от контролната група (n=0/26). От 16-те, които показват следи от увреждания, седем в последствие умират. Това изследване също се дискутира в част 3.3. Подобен резултат се открива и в Szczepaniec *et al.* (2011), които установяват, че прилагането на имidakлоприд върху бряст причинява нашествие от паяжинообразуващи акари *Tetranychus schoenei*. Това увеличение в популацията е причинено от намаляване броя на техните хищници, чиято смъртност се покачва след като поглъщат плячка, съдържаща имidakлоприд. Много полезни хищници се хранят с вредители върху растения, които се обработват с неоникотиноиди, но до този момент не са проведени други изследвания за това дали неоникотиноидите се предават на хищниците чрез поглъщане на вредители в агро-екосистемите.

В допълнение, цъфтящите култури в нецъфтен период, могат да представляват потенциална заплаха за популациите на естествени

врагове. Осамата *Aphelinus certus* паразитира по соевата листна въшка *Aphis glycines*. Frewin *et al.* (2014) дават на *Aphelinus certus* достъп до лабораторни популации на листни въшки, хранещи се с обработени с неоникотиноиди соеви растения. *Aphelinus certus* е опаразитила значително по-малка част от листните въшки върху третираните растения, отколкото върху нетретираните. Frewin *et al.* предполагат две възможни причини за този ефект. Първо, че излагането на неоникотиноидни остатъци в приемниците (листните въшки) повишава смъртността на неразвитите паразитоиди или паразитизмът в комбинация с излагането на неоникотиноиди са довели до по-висока смъртност по листните въшки. Второ, *Aphelinus certus* може да избягва да паразитира върху отровени с пестициди листни въшки. Известно е, че родът *Aphelinus* използва вътрешни сигнали за определяне годността на приемника и е възможно да използват стрес- или имуно-свързани хормони на листните въшки, за да преценят годността на приемника. Имайки предвид, че ключов момент от биологичния контрол на насекоми-вредители посредством използването на паразитоидни оси е да се увеличи изобилието на паразитоиди в началото на сезона, редуцирането на степента на паразитиране, причинено от семена, третирани с неоникотиноиди, може да наруши способността на *Aphelinus certus* да контролира листните въшки по соята.

Нецъфтящите култури, третирани с неоникотиноиди, представляват начин за директно консумиране на третирани семена или консумация на растения, които могат да доведат до предаването на неоникотиноиди към по-високи хранителни нива, включително полезни насекоми, които предлагат ниво на контрол над вредители чрез хищническо поведение. Тъй като докладите на EFSA не обръщат внимание на влиянието на неоникотиноидите върху организми, различни от пчели, не може да се направи сравнение.

2.1.3 Риск от излагане при посев на третирани семена и последващо разнасяне на разпрашени пестициди

Няколко изследвания (12 посочени от Godfray *et al.* 2014) от преди 2013 г. показват, че неоникоти-

ноидите, използвани за покриването на семена, могат механично да бъдат остъргани по време на посяването и да се отделят като прах. Този прах може да съдържа високо съдържание на неоникотиноиди, до 240 000 ng/g при определени условия (виж статията на Nuytens *et al.* 2013). Интензивен контакт с този прах в някои случаи може да доведе до масово отравяне на медоносните пчели (напр. Pistorius *et al.* 2009; Bortolotti *et al.* 2009). Концентрациите на неоникотиноиди в праха, отделян при посяването, и общият обем, освобождаван в атмосферата, зависят от темпа на прилагане, вида на семената, качествено третиране на семената (включително добавянето на добавки като талк на прах), технологията за посев и условията на околната среда. Girolami *et al.* (2013) демонстрира, че облакът прах, създаван от сеялки, е с елипсовидна форма, 20 м. в диаметър. Използвайки изолирани експерименти, едно минаване на машината за посев е достатъчно да убие всички пчели, намиращи се наблизо. Употребата на туби, създадени да насочват изходящия въздух към земята, не увеличава особено процента на оцеляване на пчелите. В пчелите са отчетени нива на неоникотиноидните концентрации до 4000 ng/g, при нормални концентрации от 300 ng/g. Подобни концентрации са отчетени в пчели, изложени както на модифицирани, така и на немодифицирани сеялки.



Третирани семена от краставица
© aяaykampani / iStockphoto

Въз основа на наличните доказателства, докладите на EFSA (2013a; 2013b; 2013c) заключават, че при царевицата има най-голямо отлагане на разнесени разпраснени пестициди, докато захарното цвекло, маслогайната рапица и ечемикът произвеждат значително по-малко прах. Няма информация за други култури и имайки предвид, че видът семе е важен фактор, който определя освобождаването на неоникотиноиди, екстраполацията на данните към други култури е много несигурна. Високият риск не е изключен за пчелите, които събират прашец или прелитат наблизо по време на сеитба на царевица, маслогайна рапица и зърнени култури. На практика, това показва, че пчелите и други опрашители, летящи в близост до растението, са в голяма опасност (напр. от директен контакт с праха) и може да се смята, че пренасят значителни остатъци в кошера (за социалните пчели, които живеят на семейства). Смята се, че пчелите на по-голяма дистанция или събиращи прашец в посока обратна на вятъра ще бъдат значително по-малко засегнати. Докладите заключават, че горепосочените изследвания не оценяват потенциалния риск за медоносните пчели от сублеталните ефекти от излагането на разпраснени пестициди. Няма информация за неоникотиноидните остатъци в нектара на съседни растения след разпространението на разпраснени пестициди.

През последните години се използват различни видове подобрени сеялки, които насочват въздуха от машината директно в почвата, намалявайки разпространението на разпраснени пестициди с до 95% (виж Manzone *et al.* 2015). Въздушните дефлектори са станали задължителни за някои продукти в Холандия, Франция, Белгия и Германия (Godfray *et al.* 2014). Bonmatin *et al.* (2015) и Long and Krupke (2015) преглеждат съществуващата литература за излагането на опрашителите и други нецелеви организми на замърсен прах от сеялки, като предимно проследяват литературата, издадена преди април 2013 г. Авторите заключават, че въпреки вниманието на регулаторните органи, разпространението на разпраснени пестициди е вероятна причина за замърсяване на околната среда, в частност когато не се следва най-добрата практика.

Скорошни изследвания продължават да засичат неоникотиноиди в тъканите на дивите цветя, обграждащи земеделски полета, веднага след посе.

Stewart *et al.* (2014) засичат средни неоникотиноидни концентрации от 9.6 ng/g в цели дивы цветя, взети от поле в близост до площи, засети с царевица (n=18), памук (n=18) и соя (n=13). Пробите са събрани няколко дни след сеитба (обикновено до три дни) с най-голяма концентрация от 257 ng/g, взета в близост до поле, засято преди ден със семена от царевица, обработени с тиаметоксам. По-детайлна информация за концентрациите в зависимост от близостта до определените видове растения не е налична. Не са взети проби от растенията, в близост до полета, засети с нетретирани култури. Rundlöf *et al.* (2015) събират цветя и листа от дивы растения, растящи в близост до третирани и нетретирани полета с маслогайна рапица, два дни след посев. В сравнение с предишното изследване, нивата на концентрация са по-ниски – 1.2 ng/g, но това е по-висока стойност от нивата на контролните полета, където не се откриват неоникотиноиди. Тези данни съответстват на предишните открития, които предполагат, че по-малкото замърсяване произлиза от семената на маслогайната рапица, отколкото от тези на царевицата.

2.1.4 Риск от излагане на гутационна течност

Някои растения секретират малък обем течност от ксилема на върха на листата си или по други периферни части от растението, често наричани гутационни капки. Шест публикувани изследвания и доклад от EFSA откриват висока неоникотиноидна концентрация в гутационните капки – 4-5 нива над тези, открити в нектара, особено когато растенията са млади (виж Godfray *et al.* 2014). Използвайки клотианидинова концентрация от 717,000 ng/g и остра орална токсичност от 3.8 ng/пчела за клотианидин (виж част 3.1.1) EFSA (2013a) изчислява, че една пчела ще трябва да погълне 0.005 µl за да получи LD50 (средна смъртоносна доза). Имайки предвид, че пчелите-работнички носят около 1.4-2.7 мл. вода на ден, има ясен потенциал за смъртоносно излагане по този начин. Оценката за опасността от тиаметоксам и имдаклоприд са подобни (EFSA 2013b; 2013c). Въпреки това, на базата на експерименти, EFSA докладите заключват, че докато гутационните капки често се произвеждат, пчелите рядко са виждани да събират вода от тях и следователно рискът трябва да се смята за нисък.

Няколко изследвания от 2013 г. насам изучават

излагането на неоникотиноиди чрез гутационни капки. В едно от наличните изследвания, Reetz *et al.* (2015) разглеждат концентрацията на тиаметоксам в гутационните капки на маслодайната рапица и изчисляват остатъците в отделните медни торбички на пчелите. Авторите отбелязват, че наблюдението на събирането на вода от пчели в полеви условия е почти невъзможно, затова пробите са събрани от върналите се пчели от пчелини, в близост до третирано с неоникотиноиди поле маслодайна рапица. Пробите са събрани през есента на 2010 г. и 2011 г., когато разсадена маслодайната рапица произвежда гутационни капки. Маслодайната рапица произвежда гутационни капчици със съдържание на 70-130 ng/g клотианидин в стадия на покълване на листата. От 436 медни торбички, неоникотиноиди са засечени в 62 проби с концентрации 0.1-0.95 ng/ml. Въпреки това, понеже няма наблюдение на поведението на пчелите, е невъзможно да се потвърди подобно замърсяване със сигурност; неоникотиноиди има също във водните басейни и в нектара на диви цветя (виж част 2.2). И така, все още има малко документирани свидетелства за степента на излагане на пчели и други насекоми на неоникотиноиди чрез събиране или контакт с гутационни капки.

2.2 Риск от излагане на нецелесъобразни организми на неоникотиноидни пестициди в околната среда

При определянето на пътищата за излагане на медоносните пчели на неоникотиноиди, в докладите на EFSA се обсъжда възможността за неоникотиноидни остатъци в плевелите, растящи сред растения, третирани с неоникотиноиди. Този начин на излагане е смятан за пренебрежим, тъй като плевелите не биха били на полето при посева на растенията и поемането на неоникотиноиди чрез корените не се смята за вероятно, тъй като веществата се концентрират около третираните семена. Въпреки това, докладите отбелязват, че потенциално поемане от плевелите не може да се изключи при използването на гранули неоникотиноиди, изтъквайки липса на информация по въпроса.

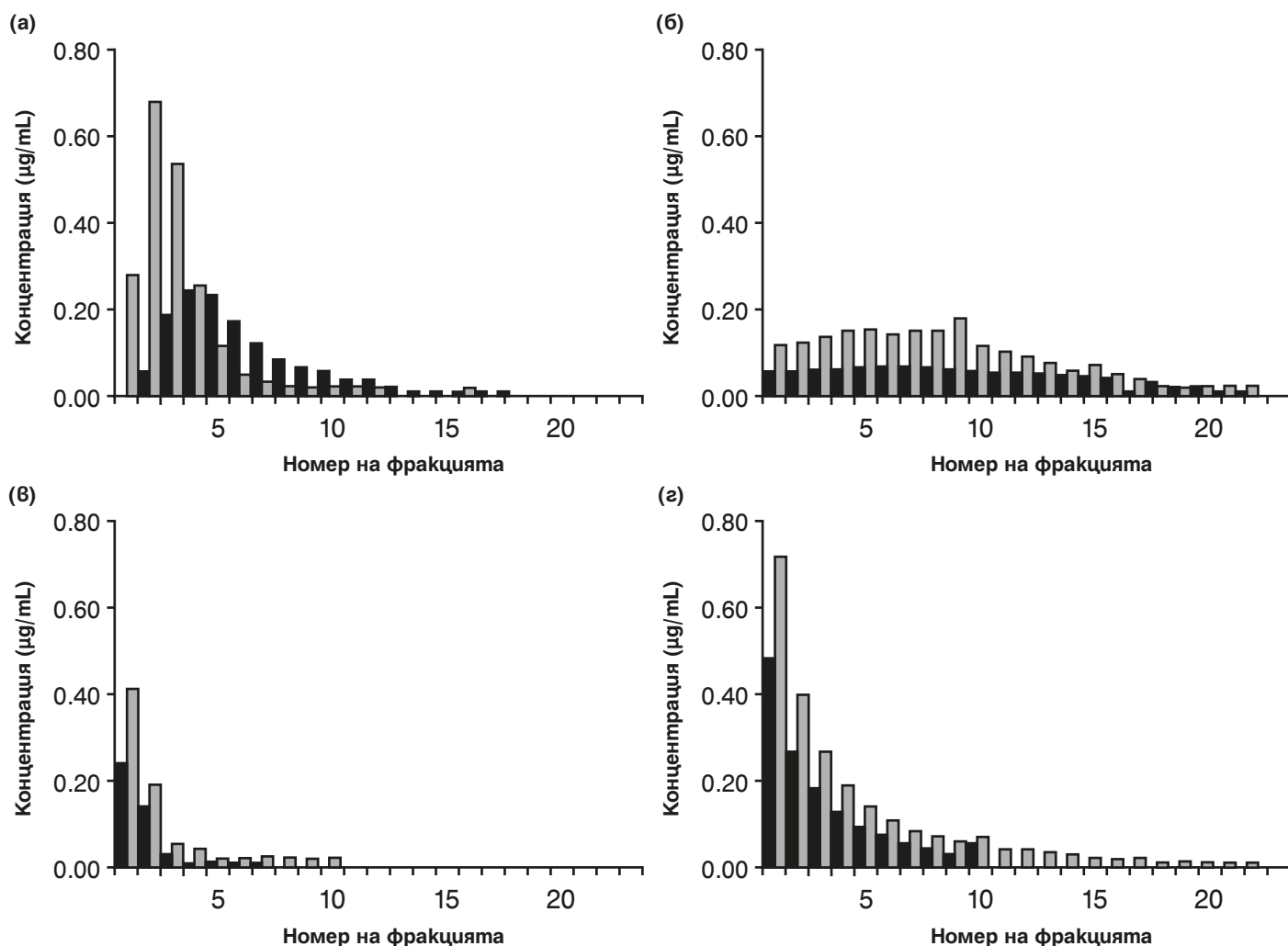
Задържането на неоникотиноиди в почвата, водата и в растенията е потенциално сериозно опасение. Ако тези пестициди могат да се движат в районите, съседни на земеделските полета, обхватът на организмите, които могат да засегнат е много по-голям от временно посещаващи посевите безгръбначни. Ако тези пестициди се задържат за продължителни периоди в околната среда, това може да доведе до хронично излагане, вместо внезапно излагане, породено от сеитба на третираните семена.

От април 2013 г. много емпирична информация е документирала съдбата на остатъците от неоникотиноиди в околната среда след прилагането им. Ключови публикации по темата са Goulson (2013), Bonmatin *et al.* (2015) и Morrissey *et al.* (2015).

2.2.1 Задържане на неоникотиноидите в почвата

Въпреки че неоникотиноидите, приложени чрез покриване на семената, са създадени за да бъдат поети от растението, само 1.6-20% от активните съставки се абсорбират от него, като повечето остават в почвата. Малка част се разпръсват по време на сеитба (виж част 2.1.2). Неоникотиноидите могат да се свързват с почвата, а силата на свързване зависи от много фактори. Неоникотиноидите са водоразтворими (виж част 2.2.2) и могат да се процедят от почвата и да попаднат във водноизточници, ако има наличие на вода. Изцеждането е по-ниско, а поемането е по-високо при почва с високо съдържание на органичен материал (Selim *et al.* 2010). Скорошно сравнение на почвите, Mörtl *et al.* (2016, 2) открива, че клотианидин и тиаметоксам се изцеждат лесно от пясъчливи почви. Глинестите почви показват по-високо задържане на неоникотиноиди, но най-голямо задържане е

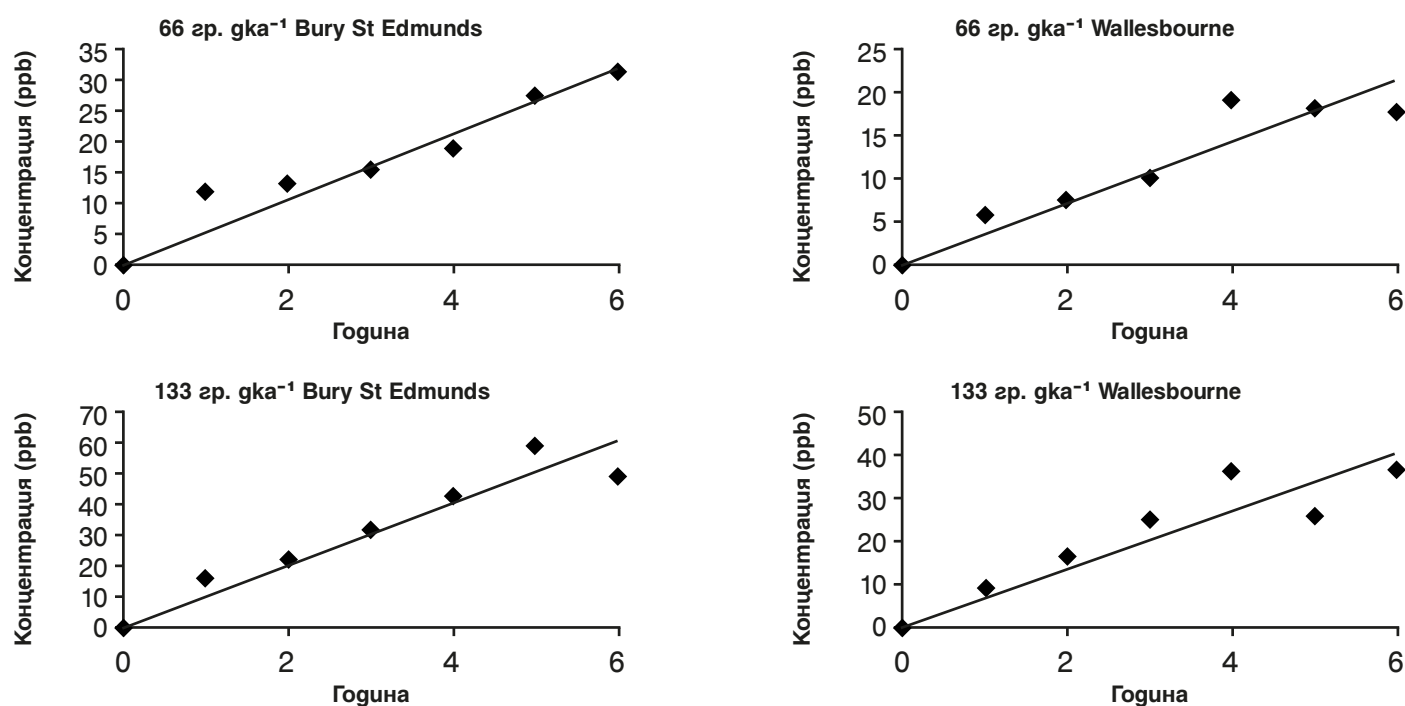
наблюдавано в пясъчливо-глинестите почви. Съответно, най-високите концентрации на остатъци от неоникотиноиди са намерени в пясъчливо-глинести почви.



Фиг. 2. Профил на отмиване на клотианидин и тиаметоксам при абсорбция от почви. Концентрациите на клотианидин (черните колони) и тиаметоксам (сивите колони) са измерени във водни елуати от колоните с почви: (а) пясъчни, (б) глинести (clay) и (в) пясъчно-глинести. Елуатите от (г) пемза колоните са показани за контролно сравнение. Концентрации в 10мл. фракции от елуат са показани в $\mu\text{g/mL}$, като функция на номера на фракцията. Възпроизведено от Mörtl *et al.* (2016)

Докато няколко изследвания правят оценка на времето за полуразпад (DT50) на неоникотиноидите в почвата, много от тази научна работа е проведена преди новопородения интерес към потенциално вредния ефект на неоникотиноидите за по-широк спектър от биоразнообразието. Преглед на достъпните DT50 времена от полеви и лабораторни изследвания, проведени между 1999 г. и 2013 г., е направен от Goulson (2013). Докладваните DT50 са силно променливи и обикновено в рамките между 200 до 1000 дни за имidakлоприд, 7-353 дни за тиаметоксам и 148-6931 дни за клотианидин. DT50 изглежда са по-ниски за нитрозаместени неоникотиноиди – 3-74 за тиаклоприд и 31-450 дни за ацетамиприд. Стойностите на DT50 за наг 1 година предполагат възможността за неоникотиноидна биоаккумуляция в почвата, допусайки продължително прилагане. Въпреки това тези стойности са

много променливи. По време на написването на докладите на EFSA, само едно изследване е било достъпно, което оценява неоникотиноидната акумулация в почвата за няколко години при продължително прилагане. Bonmatin *et al.* 2005 разглеждат 74 проби земеделска почва от Франция за имidakлоприд. Концентрациите на имidakлоприд са по-високи в почви, които са били третирани 2 последователни години в сравнение с тези, които са били третирани само веднъж, показвайки, че е възможно да има наслагвания на имidakлоприд в почвата. Въпреки това, понеже изследването разглежда само почви, третирани максимум 2 години, не е ясно дали наслагванията ще продължат да се увеличават. Две изследвания са проведени преди 2013 г., но не са добре познати. Те са проведени от Bayer и разглеждат за период от 6 години нивата на имidakлоприд в почвата при третирани семена на ечемик във Великобритания (Plascke 1998a) и пръскани овощни градини в Германия (Plascke 1998b). Goulson (2013) разглежда тези изследвания и смята, че те показват натрупването на неоникотиноиди в почвата с течение на времето (Таблица 3), с няколко индикации, че концентрациите могат да започнат да стагнират след около пет години.



Фиг 3. Нива на имidakлоприд, засечени в почви, в които третирани зимни пшенични семена са засявани всяка есен (1991-1996). И двете изследвания са от източна Англия. Степента на третиране е между 66 и 133 гр активни съставки на gka⁻¹, освен първата година, когато е била съответно 56 и 122 гр. Информацията е взета от Plascke (1998a). Заимствано от Goulson (2013).

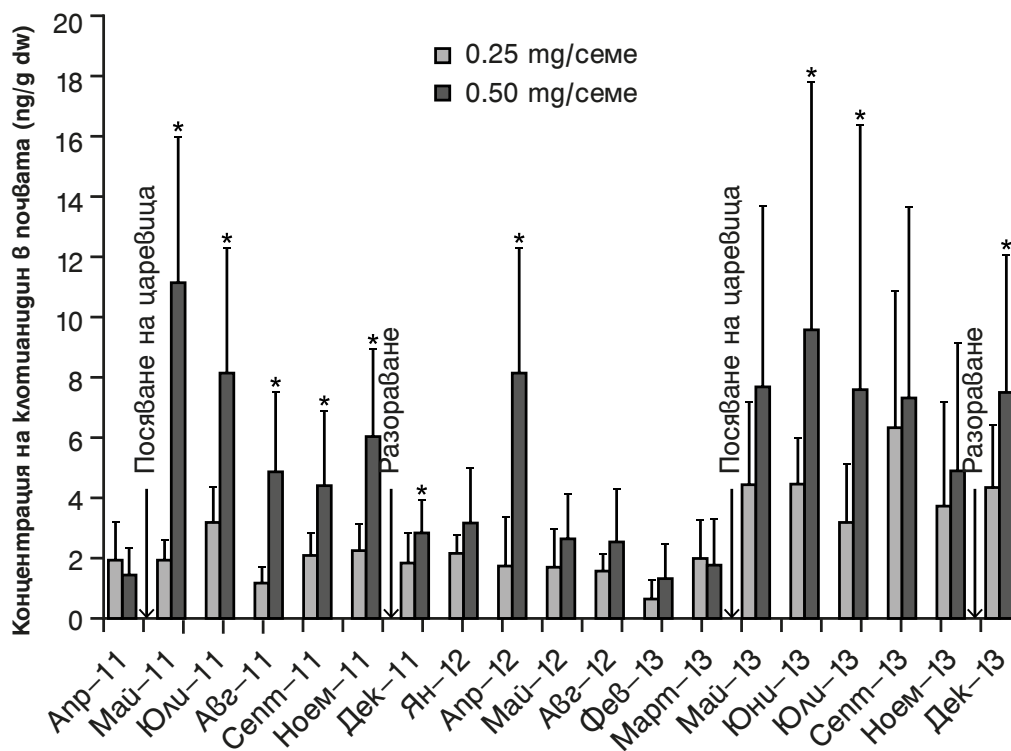
От 2013 г. насам са публикувани няколко изследвания, които измерват неоникотиноидните нива в земеделските почви. Те изчисляват DT50 на неоникотиноидите в реални почви и измерват натрупванията в почвата, използвайки полеви тестове и вземане на проби. Информация за реалистични неоникотиноидни проби са обобщени в Таблица 3. Jones *et al.* (2014) измерват неоникотиноидните концентрации от почвата в центъра и по краищата на полето, събирайки проби от 18 полета в 6 области. Пробите са събрани през пролетта на 2013 г., преди посев. Регистрирани са: имidakлоприд (диапазон <0.09-10.7 ng/g), клотианидин (диапазон <0.02-13.6 ng/g) и тиаметоксам (диапазон <0.02-1.5 ng/g). Остатъците от центъра са по-високи от тези по краищата на полетата (средно имidakлоприд 1.62 срещу 0.76 ng/g, средно клотианидин 4.89 срещу 0.84 ng/g и средно тиаметоксам 0.40 срещу 0.05 ng/g). Засечени са неоникотиноиди, които не са използвани през последните три години (предимно имidakлоприд) в 14 от 18-те полета. Limay-Rios *et al.* (2015) изучава проби, взети през про-

летта на 2013 г. и 2014 г. от 24 полета в Онтарио, Канада, преди посев и открива концентрации от 3.45 ng/g клотиамин и 0.91 ng/g тиаметоксам, със средна неоникотиноидна концентрация от 4.36 ng/g, близка до откритията на Jones *et al.* (2014).

Botías *et al.* (2015) анализира проби, събрани през 2013 г., 10 месеца след посев, от 7, посети през зимата с маслодайна рапица и 5, посети през зимата пшенични полета. Пробите са взети от центъра (само на маслодайната рапица) и краищата (маслодайна рапица и пшеница) на полето. Открити са имidakлоприд (диапазон ≤ 0.07 -7.90 ng/g), клотианидин (диапазон 0.41-28.6 ng/g), тиаметоксам (диапазон ≤ 0.04 -9.75 ng/g) и тиаклоприд (диапазон ≤ 0.01 -0.22 ng/g). Остатъците в центъра на полетата с маслодайна рапица са по-високи от краищата на полетата с маслодайна рапица (средно имidakлоприд 3.03 срещу 1.92 ng/g, средно клотианидин 13.28 срещу 6.57 ng/g, средно тиаметоксам 3.46 срещу 0.72 ng/g и средно тиаклоприд 0.04 срещу ≤ 0.01 ng/g). Докато тези стойности са по-високи от тези на Jones *et al.* (2014) и Limay-Rios *et al.* (2015), те са в един порядък в най-големите им разлики. Hilton *et al.* (2015) представят допреди това поверителна информация от 18 промишлени опита, проведени между 1995 г. и 1998 г., за прилагане на тиаметоксам върху гола почва, трева и няколко вида растения (картофи, грах, пролетен ечемик, зимен ечемик, соя, зимна пшеница и царевица). DT50 на тиаметоксама варира между 7.1 и 92.3 дни, геометрична стойност 31.2 дни (средно аритметично 37.2 дни). При различните начини на употреба и условия на средата, тиаметоксамът намалява до <10% от първоначалната концентрация за една година. De Perre *et al.* (2015) отчитат концентрациите на клотианидин в почвата от 2011 до 2013 г. при третирана царевица, посята през пролетта на 2011 г. и 2013 г. Посажените царевични семена са били покрити с 0.25 mg/семе и 0.5 mg/семе (Фиг. 4). При по-ниските концентрации на клоанидин в покриването на семената, остатъците варират от около 2 ng/g преди посев до 6 ng/g скоро след посяването. При по-високите концентрации при покриване на семената, клотианидиновите остатъци варират между 2 ng/g преди посев до 11.2 ng/g скоро след посяването. За третирането с 5 mg/семе, de Perre *et al.* (2015) изчисляват DT50 за клотианидина – 164 дни. За по-леко третираните с 0.25 mg/семе, DT50 е изчислено на 955 дни, въпреки, че този модел обяснява много по-малка част от информацията в сравнение с модела с 0.5 mg/семе.

Таблица 3. Обобщение на изследванията, публикувани от 2013 г. насам, които документират неоникотиноидните концентрации в земеделски почви.

Размер на пробата (полета)	Държава	Година на изучаване	Събрани проби	Посята преди това с...	Средни неоникотиноидни концентрации (ng/g)			
					Имidakлоприд	Клотианидин	Тиаметоксам	Препратка
28	САЩ	2012	Пролет, преди посев	Различни	4.0	3.4	2.3	Stewart <i>et al.</i> (2014)
18	Великобритания	2013	Пролет	Различни	1.62	4.89	0.4	Jones <i>et al.</i> (2014)
25	Канада	2013 и 2014	Пролет, преди посев	Царевица		3.45	0.91	Limay-Rios <i>et al.</i> (2015)
7	Великобритания	2013	Лято, с растения (10 месеца след посев)	Маслодайна рапица	3.03	13.28	3.46	Botías <i>et al.</i> (2015)
3	САЩ	2011 до 2013	Непрекъснато	Царевица и соя		2.0-11.2		de Perre <i>et al.</i> (2015)
50	САЩ	2012 и 2013	Лято, с растения	Царевица		7.0		Xu <i>et al.</i> (2016)
27	Канада	2012 до 2014	Лято, с растения	Маслодайна рапица		5.7		Xu <i>et al.</i> (2016)
35	Германия	2013	Есен, преди посев	Различни		2.1		Heimbach <i>et al.</i> (2016)



Фиг. 4. Точни концентрации на клотианидин в почвата от 2011 до 2013 г. за всички концентрации при покриване на семената (0.25 и 0.50 mg клотианидин за семе). Представено е посяване на царевица, защото то представлява въвеждането на клотианидин в полето, като разораването също е представено на фигурата. Звездичките индикират значително различни концентрации между третираните на семената за един случай на вземане на проба. (t test, $p \leq 0.05$, $n=13$ и $n=17$ за 0.25 mg/семе и 0.50 mg/семе, съответно, от април 2011 г. до март 2013 г.; $n=15$ за двете концентрации при третиране на семената от май 2013 г. насам). Заимствано от de Perre et al. (2015). Бележка – нетретирана соя е посадена през 2012 г.

Schaafsma *et al.* (2016) изчисляват DT50 на клотианидина в царевични полета в Онтарио, Канада, през 2013 г. и 2014 г., включвайки информация, публикувана в Schaafsma *et al.* (2015). Пробите са събрани от 18 полета през пролетта, преди посев. Средната неоникотиноидна концентрация (свкупност от клотианидин и тиаметокам) са 4.0 ng/g през 2013 г. и 5.6 ng/g през 2014 г. Използвайки наблюдаваните остатъци и степен на възстановяване, приложени върху посевите чрез третираните царевични семена, полета изследвани през 2013 г. изчисляват DT50 – 0.64 години (234 дни), а полетата, изследвани през 2014 г., имат изчислено DT50 от 0.57 години (208 дни). За полетата, изследвани през двете години, е изчислено DT50 от 0.41 години (150 дни). Schaafsma *et al.* заключават, че при сегашните темпове на прилагане на неоникотиноиди при култивиране на царевица в Канада, остатъците неоникотиноиди в почвата ще стагнират около стойности по-малки от 6 ng/g.

Използвайки същия метод, Schaafsma *et al.* (2016) също изчисляват DT50 на имidakлоприд, използвайки сведения от Placke (1998a; 1998b; Таблица 4), достигайки до подобно DT50 равно на 0.57 години (208 дни). Schaafsma *et al.* смятат, че изследва-

нията на Placke показват неоникотиноидни концентрации, които започват да стагнират след няколкократно употреба на неоникотиноиди за третиране на семената. Въпреки това, наблюдаваните стойности са високи, така че дори да започне стагниране след шест години, средните концентрации на неоникотиноиди в почвата биха били около 30 ng/g (Фиг. 4).

Хи *et al.* (2016) анализират проби от 50 царевични полета от средния запад на САЩ през 2012 г. и 2013 г. и проби от полета с маслодайна рапица в западна Канада през 2012, 2013 и 2014 г. Пробите са събрани след посев, но не е ясно колко по-късно. Средната концентрация на клотианидин в царевичните полета, които през последните 2-11 години са засявани с обработени с клотианидин семена, е 7.0 ng/g, като 90-ият перцентил е с концентрации от 13.5 ng/g. Хи *et al.* (2016) смята, че тези средни стойности са подобни на теоретичните концентрации в почвата (6.3 ng/g), които се очакват от единично третиране с 0.25 mg/третирано с клотианидин царевично семе. Нивата на клотианидин изглежда започват да стагнират след 4 години (Фиг. 5а), но обемът проби от места, третирани повече от 4 години, е значително по-малък от пробите от места, трети-

Поле	Концентрация на имidakлоприд (ng/g)	Период на полуразпад (години)
Ечемик_66_1	31.4	0.74
Ечемик_133_1	49.4	0.63
Ечемик_66_2	17.8	0.53
Ечемик_133_2	36.3	0.54
Овошки_1	23.3	0.48
Овошки_2	34.5	0.59
Овошки_3	23.1	0.47
Точност ± стандартна грешка	30.8	0.57 ± 0.04

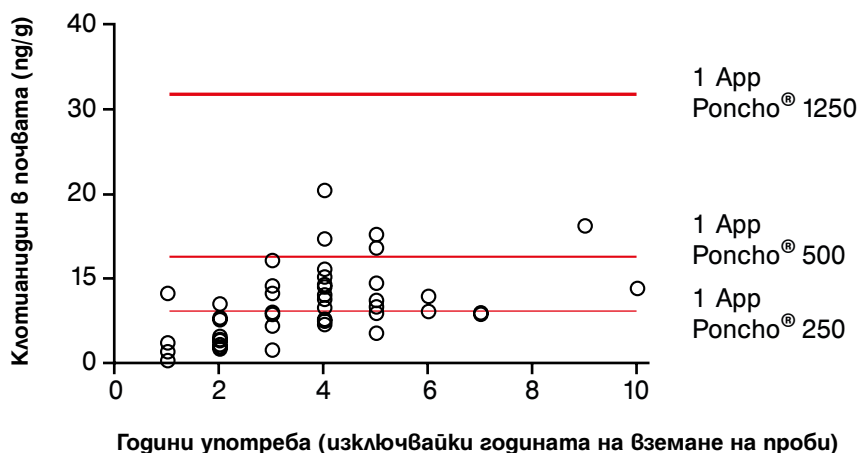
Таблица 4. Наблюдаваните концентрации на имidakлоприд и изчислен период на полуразпад в почви с овощни градини в Германия и със зимен ечемик във Великобритания. Данните са взети от Placke (1998a; 1998b). Периодът на полуразпад е изчислен многократно чрез промяна на периода на полуразпад постепенно, докато прогнозираните стойности и измерените стойности съвпадат. Заимствано от Schaafsma et al. (2016)

рани под 4 години. При полетата с маслодайна рапица средните концентрации на клотианидин са 5.7, като 90-ият перцентил е с концентрация от 10.2 ng/g. Това също е близо до теоретичните концентрации в почвата (6.7ng/g) от еднократно третирано семе на маслодайна рапица с 4 гр. клотианидин за килограм семена (Фигура 5б). Полетата с маслодайната рапица не са обработвани толкова време с клотианидин, както царевичните, но нивата изглеждат сравнително стабилни през 4-те години обработка. За сравнение – 10 гр. клотианидин за килограм семе на маслодайна рапица е най-честата дозировка в последните полета изследвания (покриване на семена с продукт Елаго, част 3.1.2.1).

се използват, могат и остават в почвата година след година, изглежда има значително разпадане, което означава, че те не продължават да се натрупват безкрайно (биоаккумуляция), а вместо това започват да стагнират след 2-6 години повторно прилагане. Въпреки това, тези изследвания също показват, че ежегодният посев на третирани с неоникотиноиди семена води до хронични ниво на замърсяване с неоникотиноиди в почвата, вариращо между 3.5-13.3. ng/g за клотианидин и 0.4-4.0 ng/g за тиаметоксам, което ще действа като постоянен източник на излагане на неоникотиноиди за обитаващите почвата организми и начин за пренасяне на неоникотиноиди в околната среда.

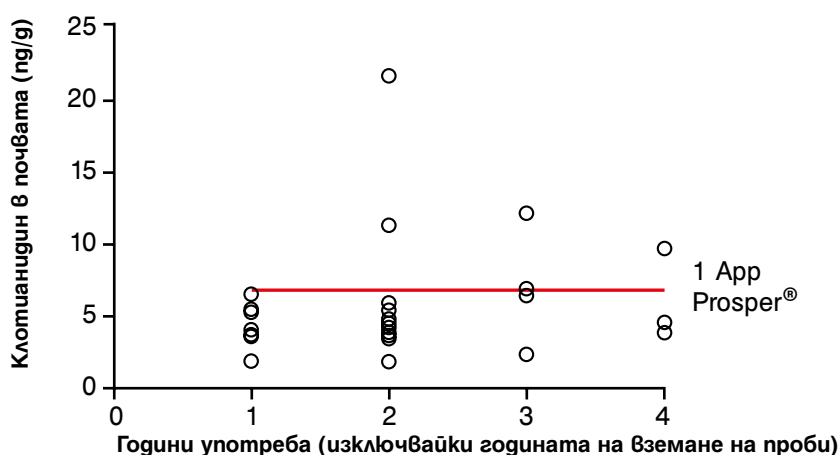
Текущите доказателства показват, че са открити значителни нива на неоникотиноиди в земеделските почви след повече от година след посяването на третирани семена. Ясно се демонстрира, че устойчивостта на неоникотиноидите е по-дълга от годишния селскостопански цикъл. Освен това, неоникотиноидите, които не са използвани скоро, могат да бъдат открити в почвата няколко години след последната им употреба. Достъпната информация предполага, че докато част от всички неоникотиноиди, които

(а)



Фигура 5. (а) Сравнение на концентрациите на клотианидин в почва, третирана с години с неоникотиноиди, в местности за производство на царевица. Червената линия показва теоретичните концентрации от еднократно прилагане на клотианидин върху семената за три формулировки.

(б)



(б) Сравнение на концентрациите на клотианидин в почва, третирана с години с неоникотиноиди, за производство на маслодайна рапица. Червената линия показва теоретичните концентрации от еднократно прилагане на клотианидин върху семената. Заимствано от Xu et al. (2016).

2.2.2 Устойчивост на неоникотиноидите във вода и механизми за пренос, чрез които се заразяват водни системи

Неоникотиноидите се разтварят във вода, свойство, нужно за да могат да функционират ефективно като пестицид, който се поема и става част от целия организъм на растението. Разтворимостта на неоникотиноидите зависи от местни условия като температура, pH на водата и начина на прилагане на пестицидите като гранули, покриване на семената или от разпространението на разпрасани пестициди от сеялките (Bonmatin *et al.* 2015). При нормални условия (20°C, pH 7), разтворимостта на неоникотиноидите варира от 184 (нормално) до 590,000 (високо) mg/L респективно за тиаклоприд и нитенпирам (PPDB 2012). Стойностите за клотианидин, имдаклоприд и тиамето-ксам са съответно 340 (нормално), 610 (високо) и 4,100 (високо) mg/L. За сравнение, фипронил има разтворимост 2-3 степени по-малко – 3.78 mg/L при същите условия.

Заради високата разтворимост във вода на неоникотиноидите, са изказани притеснения, че те може би се пренасят във водни басейни в околната среда и че това може да представлява риск за водните организми. Достъпните доказателства до 2015 г. са разгледани от Bonmatin *et al.* 2015 и Morrissey *et al.* 2015. Казано накратко, под симулирани природни условия, неоникотиноидите бързо се просмукват във водата (Gupta *et al.* 2008; Tisler *et al.* 2009). Неоникотиноидите са засечени да преминават във водните потоци по няколко начина. Те включват директно просмукване в подпочвените

Води и след това значително отделяне в повърхностните води, разлагане на третирано растение във водни пътища и директен контакт с прах от разпраснени пестициди, която се получава при посаждането на третирани семена, или от пръскане на растенията (Krupke *et al.* 2012; Nuytens *et al.* 2013). По-голямата част от замърсяването се причинява от оттичане след интензивни валежи (Hladik *et al.* 2014; Sánchez-Bayo and Hynes 2014; Main *et al.* 2016). Оттичането е особено силно при почви с ниско съдържание на органичен материал и при стръмни склонове (Goulson 2013).

Следователно валежите по време или малко след сезона за посев са основният механизъм за пренасяне на неоникотиноиди във водните басейни. Значителни нива на неоникотиноиди могат да се открият в прериите влажни зони в Канада през ранната пролет, преди сезона за посев (Main *et al.* 2014). Main *et al.* (2016) анализират сняг, разтопен лед, прахови частици и вода от влажните зони от 16 местности в близост до земеделски райони, които са отглеждали или маслодайна рапица (канола, третирана с неоникотиноиди), или овес (нетретиран). Те откриват, че всички проби от топящия се лед са замърсени с клотианидин и тиаметоксам в диапазона 0.014-0.633 µg/L (1 µg/l = 1 ppb). Нивата на замърсяване в топящия се лед са по-високи, когато пробите са взети от места, близки до полета, засети предишната година с третирани семена маслодайна рапица (средно 0.267 µg/L). Въпреки това, поля, засети предишната година с нетретиран овес, показват подобни нива на замърсяване (средно 0.181 µg/L). Третираната маслодайна рапица и нетретираният овес често се редуват през година (Main *et al.* 2014), малката разлика между концентрациите на неоникотиноиди във водата от топящия се лед и сняг от поля, скоро засети с третирани и нетретираны семена, показва устойчивост на неоникотиноидите в почвата за няколко години (виж част 2.2.2). Заклученията от това изследване предполагат, че активните съставки на неоникотиноидите, които са били в почвата, са ерозирани през пролетния цикъл на замразяване и размразяване. Демонстрирането на този начин за пренос като допълнение към основния – чрез валежите – предполага дълготраен пренос на неоникотиноиди във водните басейни извън главния период на посев.

Ефектът на неоникотиноидите върху водната естествена среда зависи от тяхното задържане в нея. Полеви и лабораторни изследвания, изучаващи разпада на имidakлоприд, тиаметоксам и клотиамин във вода, показват периоди на полуразпад от минути до няколко седмици в зависимост от условията, няколко от които не са полево реалистични (виж Anderson *et al.* 2015; Lu *et al.* 2015). Няма официална оценка на разпадането на неоникотиноидите във вода и съществуващата литература се състои от публикувани рецензирани проучвания и правителствени проучвания на „сива“ литература, всички използващи различни методологии. Въпреки това, няколко изследвания опитват да измерят неоникотиноидното разтваряне в полеви реалистични условия. Реѝа *et al.* (2011) измерват разтварянето на тиаметоксам в отходни води и канали в Испания, измервайки максимална абсорбция от 250-255 nm, предполагайки висока устойчивост на директна фотолиза от естествена светлина. В контролните води, периодът на полуразпад на тиаметоксам е изчислен на 18.7 часа (Реѝа *et al.* 2011). Под естествена светлина в оризища в Япония, имidakлоприд има период на полуразпад 24.2 часа (Thuyet *et al.* 2011). Под естествена светлина в Швейцария von Gunten *et al.* (2012) отчитат период на полуразпад от 2 часа за имidakлоприд и 254 часа за ацетамиприг. В лабораторни условия, Lu *et al.* (2015) измерват периодите на полуразпад на 5 неоникотиноида в различни условия, за да наподобят смяната на сезоните в Канада (Таблица 5). Те откриват 7-8 пъти разлика в скоростта на фотолизата, дължаща се на промяната на светлината през различните сезони. Резултатите са като цяло близки до предходни изследвания върху периода на полуразпад на нитро-заместени неоникотиноиди в региона – <1-3 дни, в зависимост от нивото на осветеност.

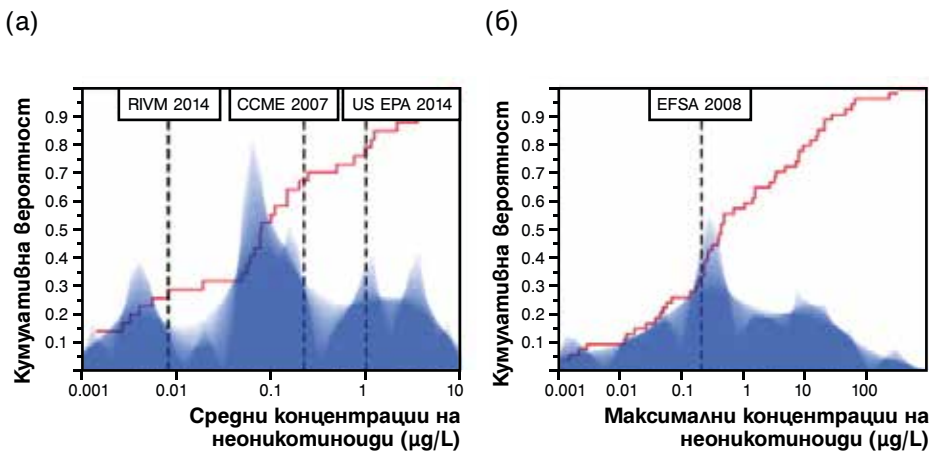
Съединение	Пролет	Лято	Есен	Зима
Тиаметоксам	0.32	0.20	0.63	1.49
Клотианидин	0.53	0.35	1.23	3.31
Имдаклоприд	0.36	0.24	0.83	2.22
Ацетамиприд	16.5	9.67	29.7	67.9
Тиаклоприд	14.3	8.75	26.6	60.3

Таблица 5. Изчислена фотолиза и период на полуразпад ($t_{1/2E}$) (дни) за неоникотиноидни пестициди в повърхностни води на слънчева светлина през ясни дни, при 50° северна ширина, за пролет, лято, есен и зима. Възпроизведена от Lu et al. (2015)

В допълнение към тези рецензирани проучвания, Lu *et al.* правят сравнение с регулаторните изследвания върху неоникотиноидни съединения на Европейската комисия (ЕС 2004a; ЕС 2004b; ЕС 2005; ЕС 2006). Изследванията на Европейската комисия откриват периоди на полуразпад във вода 3.3 часа за клотианидин, 2.3-3.1 дни за тиаметоксам, 34 дни за ацетамиприд и 80 дни за тиаклоприд. Точната методология, използвана в тези проучвания, е неясна и непостоянна (виж дискусията в Lu *et al.* 2015). Въпреки това, основната тенденция е постоянна при циано-заместените неоникотиноиди (ацетамиприд и тиаклоприд), отнемайки 1-2 пъти повече да се разградят в сравнение с нитро-заместените неоникотиноиди (тиаметоксам, клотианидин и имдаклоприд). Краткият период на полуразпад на тези три най-широко разпорстранени неоникотиноиди предполага това, че при полеви условия, неоникотиноидите в повърхностните води би трябвало да бъдат разградени от естествена светлина за няколко часа или дни. Въпреки това, местните условия на околната среда могат да повлияят върху това чрез повишаване на мътността на водата, увеличавайки и устойчивостта на неоникотиноидите. Допълнително, в експерименти в мезосреда, фотолизата на тиаметоксам се смята за пренебрежима при дълбочини по-големи от 8 см (Lu *et al.* 2015). Това значително отслабване на светлината във водния стълб предполага, че неоникотиноидите могат да бъдат защитени от фотолиза, дори в плитки водни басейни. Във водоеми като подпочвените води, които не са изложени на светлина, фотолизата не е възможна. В тези условия, клотианидин е устойчив и има потенциал да се натрупа с времето (Anderson *et al.* 2015), въпреки че емпиричните данни демонстрират липсата на подобно явление.

2.2.3 Нива на неоникотиноидно замърсяване, открито във водни басейни

Най-ясният преглед на нивата на неоникотиноидното замърсяване в глобалните повърхностни води е проведен от Morrissey *et al.* (2015), въпреки че може също да видите Anderson *et al.* (2015). Morrissey разглежда докладваните средни и най-високи нива на неоникотиноидно замърсяване от 29 изследвания от 9 държави между 1998 и 2013 г. Изследваните водни басейни включват извори, реки, отходни води, канавки, локви, подпочвени води, влажни зони, езера и язовири. Изследователските системи са в непосредствена близост или директно получаващи отходни води от земеделски земи. От този набор от данни (Фигура 6) средната геометрична стойност на неоникотиноидното замърсяване на водата е 0.13 $\mu\text{g/L}$ (=0.13 ppb, $n=19$ в изследванията). Тъй като повечето мониторинг системи използват вземане на проби, е възможно да са завишили максималните концентрации, които се получават веднага след максимални периоди на приток на неоникотиноиди (Xing *et al.* 2013). Тъй като най-високите стойности често се регистрират след интензивни събития като тежък валеж, това ограничава нашето разбиране за истинските средни и максимални стойности на концентрациите, които се намират във водните басейни.



Фиг. 6. Сенчеста хистограма на (а) средните и (б) максималните индивидуални неоникотиноидни концентрации (логаритмична скала, $\mu\text{g/L}$) докладвани от разгледаните изследвания. Насложена е вероятността за кумулативно разпределение (червената възходяща линия), използвайки всички възможни данни от мониторинг на водни повърхности, показвайки част от данните за всяка дадена неоникотиноидна концентрация. Вертикалните пунктирани линии илюстрират различни референции за стойности за екологично качество за средно замърсяване на водата с имidakлоприд (RIVM 2014: $0.0083 \mu\text{g/L}$, CCME 2007: $0.23 \mu\text{g/L}$ and US EPA 2014: $1.05 \mu\text{g/L}$) или за максимум замърсяване на вода с имidakлоприд (EFSA, 2008: $0.2 \mu\text{g/L}$). Възпроизведено от Morrissey et al. 2015.

От както изследването на Morrissey *et al.* (2015) е публикувано, стават достъпни няколко изследвания, които документират подобни неоникотиноидни нива на замърсяване в различни водни среди. В малък мащаб в земеделските региони, Schaafsma *et al.* (2015) измерват концентрации в повърхностните води (локви и канапки) в и около 18 царевични полета в Онтарио, Канада. Те откриват остатъци на клотианидин, средно аритметично $0.002 \mu\text{g/L}$ (максимум = $0.043 \mu\text{g/L}$) и $0.001 \mu\text{g/L}$ за тиаметоксам (максимум = $0.017 \mu\text{g/L}$). В Айова, САЩ, Smalling *et al.* (2015) проучват 6 влажни местности в близост до земеделски земи и откриват средноаритметични стойности на замърсяване с неоникотиноиди от $0.007 \mu\text{g/L}$ (максимум $0.070 \mu\text{g/L}$). Далеч от земеделски райони, Benton *et al.* (2016) измерват концентрациите в планинските потоци в южната част на Апалачите в САЩ, където канадската цуга се третира с имidakлоприд, за да се предпази от вредители. Средни концентрации имidakлоприд от $0.067 \mu\text{g/L}$ (максимум = $0.379 \mu\text{g/L}$) са открити в 7 от 10-те изследвани потоци. de Perre *et al.* (2015) измерват концентрациите на клотианидин в подпочвената вода под царевични полета. Данни за средните концентрации не са налични, но най-високата стойност е отчетена при $0.060 \mu\text{g/L}$ малко след посев.

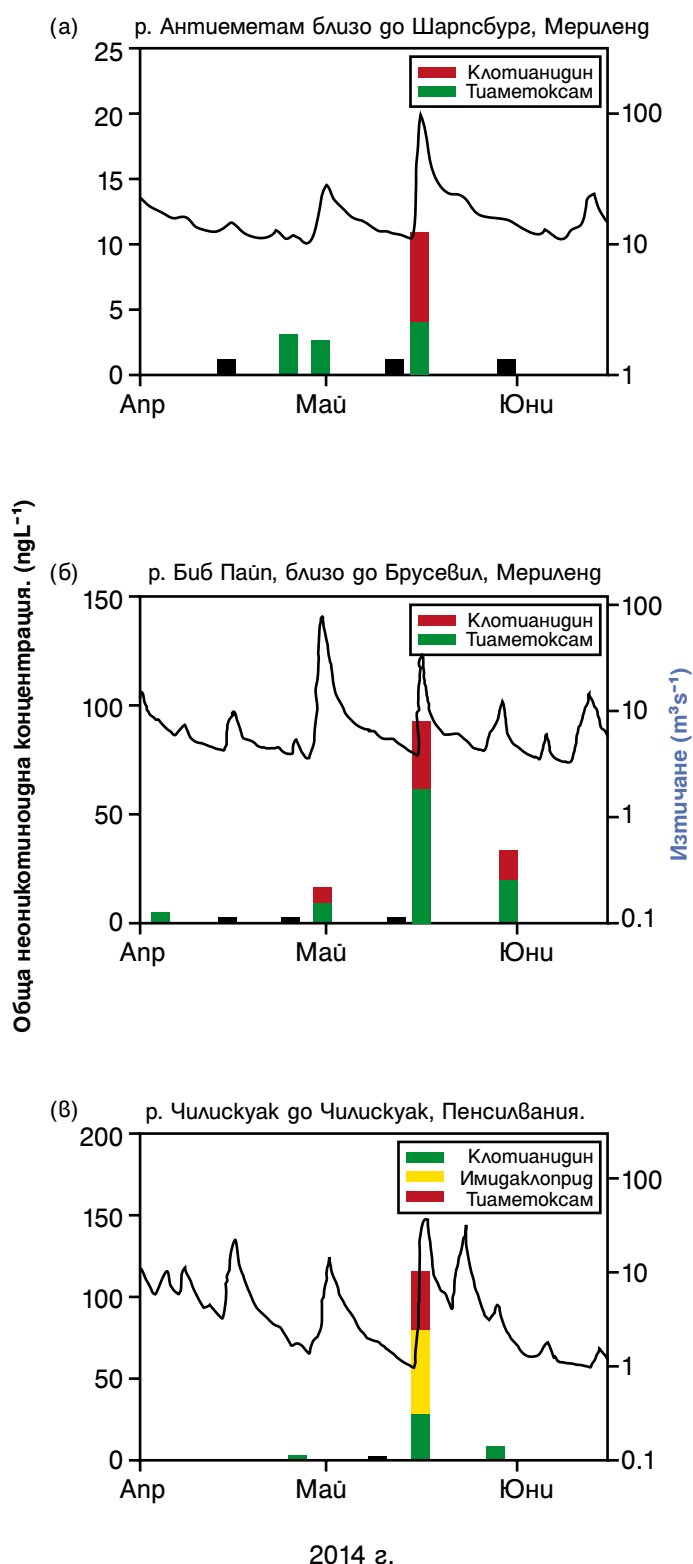
В по-голям мащаб Qi *et al.* (2015) и Sadaria *et al.* (2016) измерват концентрациите в пречиствателни станции за отпадни води. Qi *et al.* (2015) документират концентрации на имidakлоприд между $0.045\text{--}0.100 \mu\text{g/L}$ във вливащата и $0.045\text{--}0.106 \mu\text{g/L}$ в изтичащата вода в 5 пречиствателни станции за отпадни води в Пекин, Китай, без данни за средноаритметични концентрации. Sadaria *et al.* (2016) изследват вливащата се и изтичаща-

та се вода в 13 конвенционални пречиствателни станции за отпадни води в САЩ. За вливащата се вода, те отчитат средноаритметични стойности на замърсяване с имidakлоприд от $0.061 \mu\text{g/L}$, ацетамиприд – $0.003 \mu\text{g/L}$ и клотианидин – $0.149 \mu\text{g/L}$. За изтичащата се вода, имidakлопридните нива на замърсяване са $0.059 \mu\text{g/L}$, ацетамиприд – $0.002 \mu\text{g/L}$ и клотианидин – $0.070 \mu\text{g/L}$.

Публикувани са и две изследвания, обхващащи цялата страна. Hladik and Kolpin (2016) измерват неоникотиноидните концентрации в 38 потока от 24 щата плюс Пуерто Рико. Пет неоникотиноида (ацетамиприд, клотианидин, динотефуран, имidakлоприд, тиаметоксам) са регистрирани, като поне едно от тези съединения е открито в 53% от изследваните потоци, със средноаритметична стойност на замърсяване $0.030 \mu\text{g/L}$ и стойност на замърсяване по средата на скалата – $0.031 \mu\text{g/L}$. Туаклоприд не е открит. Székács *et al.* (2015) провеждат проучване в унгарските речни корита, откривайки клотианидин с концентрации между $0.017\text{--}0.040 \mu\text{g/L}$ и тиаметоксам с концентрации между $0.004\text{--}0.030 \mu\text{g/L}$.

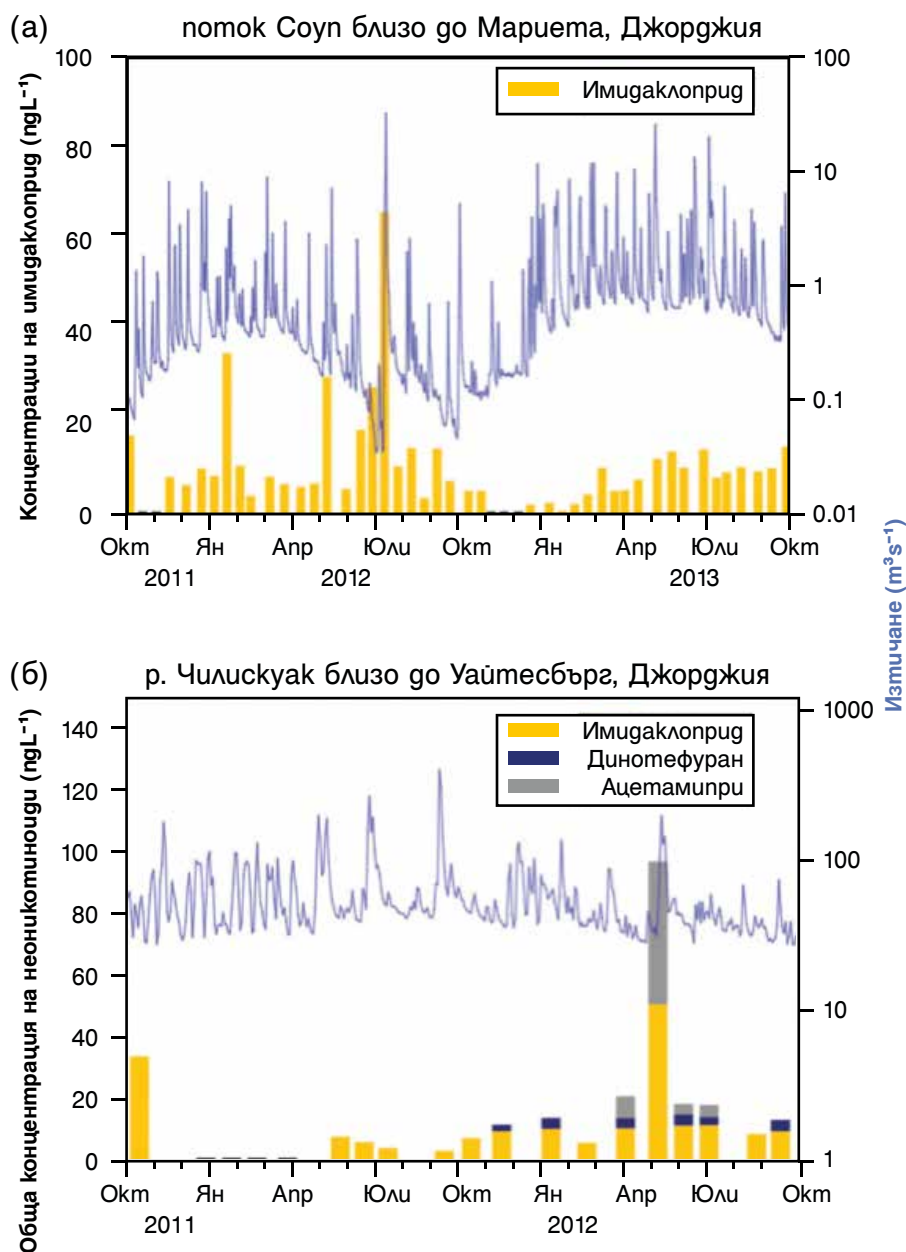
Измежду всички изследвания, най-високите нива на неоникотиноидно замърсяване са открити в земеделските райони. В повечето изследвания на потоците в национален мащаб в САЩ, проведени между 2012 г. и 2014 г., нивата на замърсяване с клотианидин и тиаметоксам (доминиращи земеделски неоникотиноиди в момента) са значително и категорично свързани с размерите на обкръжаващата ги среда, използвана за отглеждане на различни култури (Hladik and Kolpin 2016). Най-високите нива на замърсяване с неоникотиноиди в земеделски райони са отчетени от повърхностни води в непосредствена близост до

обработваеми култури в Квебек, Канада. Локви в близост до полета, засети с третирани царевични семена, са документирани да съдържат максимални концентрации от 55.7 $\mu\text{g/L}$ клотианидин и 63.4 $\mu\text{g/L}$ тиаметоксам (Samson-Robert *et al.* 2014). Повърхностни води в Нидерландия са замърсени с концентрации имidakлоприд до 320 $\mu\text{g/L}$ (van Dijk *et al.* 2013), а във временни влажни зони, открити в интензивно обработвани области в Тексас, са регистрирани замърсявания с тиаметоксам и ацетамиприг с концентрации до 225 $\mu\text{g/L}$ (Anderson *et al.* 2013). В Унгария, най-високи неоникотиноидни концентрации от 10-41 $\mu\text{g/L}$ са открити във временни плитки водни басейни след ранни летни дъждове (Székács *et al.* 2015). По-общо казано, отводнителни канали на земеделски полета са имали високи нива на неоникотиноиди след валежи в Канада, САЩ и Австралия (Hladik *et al.* 2014, Sánchez-Bayo и Hupе 2014). Когато са вземани многократно проби от едно и също място, най-високи неоникотиноидни концентрации са открити в началото на лятото и се асоциират с валежи по време на периода за посев (Main *et al.* 2014; Hladik *et al.* 2014). Hladik and Kolpin (2016) измерват неоникотиноидните концентрации в 3 засегнати от земеделието потоци в Мериленд и Пенсилвания и откриват максимални нива на замърсяване след валежи в края на периода за посев в края на май, въпреки че това не би могло официално да се анализира статистически, поради липса на достатъчно проби (Фиг. 7).



Фиг. 7. Отпечатка на концентрациите на клотианидин, имидаклоприд и тиаметоксам и съответните изтичания в потоците в три местности около Чесапийк през 2014 г. Черните ленти представляват проби, в които не са открити неоникотиноиди. Възпроизведено от Hladik and Kolpin (2016)

В допълнение към оттичането от земеделските местности, градските райони също допринасят за замърсяването с неоникотиноиди на водните басейни. Докато използването на имidakлоприд като земеделски пестицид намалява, той все още се открива в много продукти за дома и ветеринарни продукти за домашни любимци (Goulson *et al.* 2013). Hladik and Kolpin (2016) следят непрекъснато неоникотиноидните нива в потока Слоуп, заобиколен от предимно урбанизиран водосбор (39% урбанизиран) и река Чилискуак, която включва отводняването на потока Слоуп и като цяло има по-малка пропорция урбанизация (9%). Иமாகлоприд е доминиращият от откритите неоникотиноиди, 87% от 67 проби (Фигура 8). Динотефуран и ацетамиприд се срещат по-рядко. За разлика от изследваните речни корита на отичащи се води в земеделските райони, не се открива значителна връзка с пълноводието на водите, нито в потока Слоуп, нито в р. Чилискуак. Hladik and Kolpin предполагат, че това се дължи на това, че за разлика от периода за посев на полски култури, няма ясно различим период за използване на битовия имidakлоприд в урбанизирания водосбор. Не са открити клотиамин и тиаметоксам, вероятно защото нито един от водосборите не съдържа отглеждани култури.



Фиг. 8. (а) Концентрации на имидаклоприг и съответващите изтичания в потоците от октомври 2011 до октомври 2013 г. за потока Соуп (голям градски каптаж) и (б) Концентрациите на имидаклоприг, динотефуран и ацетамипри, заедно със съответстващите изтичания в потоците от септември 2011 г. до септември 2012 г. от р. Чилискуак. Черните ленти представляват проби, в които не са открити неоникотиноиди. Възпроизведено от Hladik and Kolpin (2016).



2.2.4 Риск от излагане чрез поемане на неоникотиноиди в неземеделски култури

Тъй като неоникотиноидите се разтварят във вода и се натрупват в почвата и водните басейни, има вероятност те да бъдат поети от дива растения, които са в близост до обработваеми райони. През април 2013 г. са били достъпни малко емпирични данни за замърсяването на дива растения. Докладите на EFSA разглеждат поемането на неоникотиноиди от дива растения и заключават, че замърсяването може да се смята за незначително, тъй като плевелите не присъстват в полето по време на сеитба на третираните семена и по-късно поемане на неоникотиноиди чрез корените не е вероятно, тъй като неоникотиноидите са концентрирани около третираните семена. Не се коментира поемането на неоникотиноиди от други растения в околната среда. В изследване, достъпно през 2013 г., Krupke et al. (2012) откриват, че глухарчетата *Taraxacum agg.*, които растат в близост до засети с третиран с неоникотиноиди царевични семена, съдържат между 1.1 до 9.4 ng/g клотианидин и <1.0 (Ниво на засичане) до 2.9 ng/g тиаметоксам. Те не отбелязват дали пестицидите са открити в нектара или прашеца. Не е ясно дали замърсяването произлиза от прах, който пада върху повърхността на растенията или неоникотиноидите са поети директно от почвата чрез корените, което би довело до това те да се намират във всички тъкани на растението, нектара и прашеца. От април 2013 г. насам са публикувани няколко изследвания, които демонстрират, че неоникотиноидите често се поемат от дивите растения, заобикалящи земеделските полета (Таблица 6).

Botías et al. (2015) събират прашец и нектар от дива цветя, растящи в синорите на земеделски полета, засети с третиран с семена на маслодайна рапица и пшеница. Вземени са проби от прашеца на 54 вида дива цветя. Открити са тиаметоксам, имдаклоприд и тиаклоприд. Тиаметоксам е най-често засичаният неоникотиноид и нивата му са с висока променливост, като най-високи концентрации са открити в *Hieracium sphondylium* с 86 ng/g и *Papaver rhoeas* с 64 ng/g. Има значи-

телни разлики в нивата на замърсяване в едни и същи видове растения, взети от различни синори. Средните нива на общото замърсяване в прашеца на диво цвете са със значително по-високи степени при синори до полета, засети с маслодайна рапица (средно 15 ng/g) от синорите до полета, засети с третиран с семена пшеница (0.3 ng/g). Нивата на замърсяване в нектара на дивите цветя са значително по-малки. Засечен е само тиаметоксам при средни нива от 0.1 ng/g в дива цветя в близост до полета с маслодайна рапица и <0.1 за тези в близост до пшенични полета.

Botías et al. (2015) е единственото достъпно изследване, което специфично измерва неоникотиноидните концентрации в прашеца и нектара, директно взети от дива растения, растящи в близост до третиран с неоникотиноиди култури. Mogren and Lundgren (2016) разглеждат неоникотиноидните концентрации в нектара на 5 дива цветя, посетени като начин за поддържане на опрашителите, които са в близост до поле с третирана царевица. Това е постигнато чрез събиране на пчели, видени да посещават тези цветя за нектар и вземането на събраното от тях за анализ за неоникотиноидов остатък. Много е вероятно медоносните пчели да посещават едни и същи видове цветя по време на полет за събиране на нектар, така че авторите приемат, че нектарът от една пчела представлява един вид растение. Средните концентрации на клотианидин, намерени в нектара, варират между 0.2 и 1.5 ng/g, със значителни разлики при различните видове растения. Mogren and Lundgren (2016) също тестват директно зелената маса на 7 дива цветя за неоникотиноидни остатъци. Засичат голяма разлика в поемането на клотианидин в зависимост от вида растение (Фигура 9). Слънчогледът *Helianthus annuus* акумулира най-високите нива с концентрации от 0-81 ng/g, а елдата *Fagopyrum esculentum* и пфацелията *Phacelia tanacetifolia* акумулират по-ниски нива – съответно от 0-52 ng/g и 0-33 ng/g. Подобни големи разлики са открити от Botías et al. (2016), който взема проби от зелената маса на 45 вида дива растения в синорите, в близост до полета с третирана маслодайна рапица. Измерени са средни общи концентрации от 10 ng/g, като най-високи нива са открити в паламидата *Cirsium arvense* с 106 ng/g тиаметоксам. Resenka and Lundgren (2015) разглеждат специално концентрациите на кло-

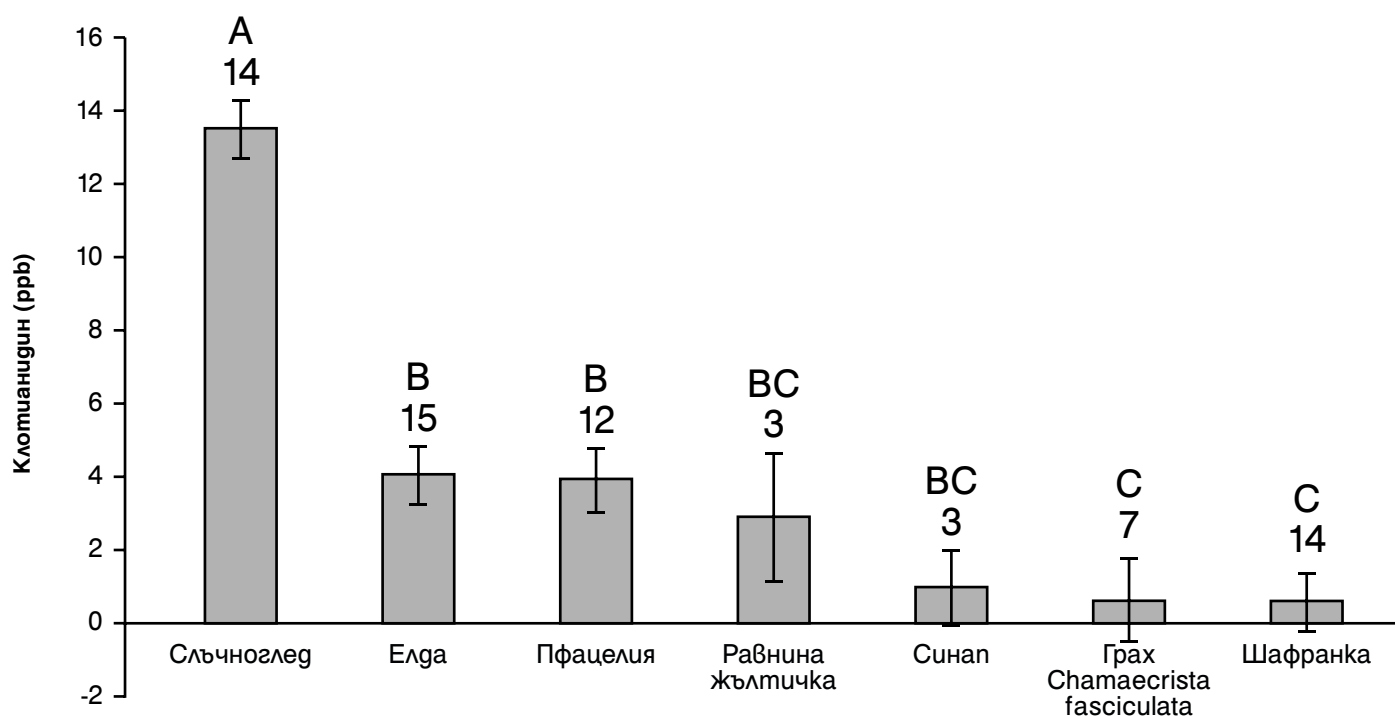
тианидин в млечок *Asclepias syriaca* от синори, в близост до полета с третирана царевица. Нивата са по-ниски в сравнение с предишните изследвания, със средни нива 0.58 ng/g и максимални концентрации от 4.02 ng/g.

Таблица 6. Обобщение на изследванията, публикувани от 2013 г. насам, които документират средните неоникотиноидни остатъци в тъканите на диви растения, прашец и нектара на растения, растящи в близост до третирани с неоникотиноиди полета. Резултатите на Krupke et al. (2012) са включени за референция.

Брой на пробите	Растения в близост до	Събиране на пробите ж	Вид проба	Средни концентрации на неоникотиноиди (ng/g)				Препратка
				Тиаметоксам	Клотианидин	Имдаклоприд	Тиаклоприд	
43	Маслодайна рапица	май-юни 2013 г.	Прашец	14.81		0.56	<0.04	Botías et al. (2015)
55	Пшеница	май-юни 2013 г.	Прашец	0.14		<0.16	<0.04	Botías et al. (2015)
24	Маслодайна рапица	май-юни 2013 г.	Нектар	0.10				Botías et al. (2015)
8	Пшеница	май-юни 2013 г.	Нектар	<0.10				Botías et al. (2015)
33	Царевица	май-юни 2013 г.	Нектар *		0.2-1.5			Mogren and Lundgren (2016)
40	Царевица	юни 2014 г.	Зелена маса		0.4			Pecenka and Lundgren (2015)
50	Царевица	юли 2014 г. (1 месец след посев)	Зелена маса		0.69			Pecenka and Lundgren (2015)
100	Маслодайна рапица	май-юни 2013 г.	Зелена маса	8.71	0.51	1.19		Botías et al. (2016)
375	Царевица	лято на 2014 и 2015 г.	Зелена маса		0.5-13.5**			Mogren and Lundgren (2016)
6	Царевица	лято 2011 г.	Цялото цвете	1.15	3.75			Krupke et al. (2012)
78	Различни	лято 2012 г.	Цялото цвете	7.2	1.4	1.1		Stewart et al. (2014)
7	Маслодайна рапица	април-май 2013 г. (2 дни след посев)	Цялото цвете и зелена маса		1.2			Rundlöf et al. (2015)
8	Маслодайна рапица	април-юни 2013 г. (2 седмици след посев)	Цялото цвете и зелена маса		1.0			Rundlöf et al. (2015)

* Mogren and Lundgren (2016) вземат проби от медоносни пчели, събиращи нектар от диви растения. Виж основния текст за повече информация.

** Диапазон на концентрациите, няма данни за средните стойности.



Фиг. 9. Концентрациите на клоотианидин в листните тъкани (средна $\pm$ стандартна грешка). Буквите над лентите показват значителните разлики във видовете растения и броя на местоположенията и годините, в които дадени растителни видове са анализирани. Възпроизведено от Mogren and Lundgren (2016).

Измежду всички изследвания, публикувани от 2013 г. насам, средните нива на неоникотиноиди в дивите растения варират от 1.0-7.2 ng/g в пробите на целите цветя, 0.4-13.5 ng/g в пробите на зелената маса, <0.1-1.5 ng/g в пробите на нектара и 0.4 до 14.8 ng/g в пробите на прашеца. Поради ограничения брой изследвания е трудно да се направи сравнение с нивата при директно третираните растения. Въпреки това, в голяма степен те са подобни на нивата, открити в самите третираните растения (виж част 2.1.1)

През 2013 г. се е знаело, че медоносните пчели събират замърсен с неоникотиноиди прашец от културни растения, но степента, в която той се разрежда с незамазран прашец от диви растения, е била неизвестна. Krupke *et al.* (2012) откриват нива на клоотианидин и тиаметоксам в прашец, събран от пчели, които варират от 0 до 88 ng/g, като пропорцията на прашец, взет от царица (основният вид третирано растение в изследването им) също варира значително между 2.6 и 82.7%. Няма връзка между пропорция-

та на събрания цариичен прашец и общата неоникотиноидна концентрация. Имайки предвид неяснотата за замърсяването на дивите растения, не е ясно колко е дълготрайното излагане на неоникотиноиди от прашеца и нектара за един сезон. Няколко изследвания се опитват да определят количествено нивата на неоникотиноиди в събрания от пчелите прашец и чрез микроскоп определят състава на цветните прашинки, за да се види основният източник на замърсяване през сезона. Повечето от тези изследвания използват събран от пчели прашец като модел, тъй като поленовите капани са лесни за прибиране в пчелини, които лесно могат да бъдат преместени в целевите локации.

Изследванията са обобщени в Таблица 7. Повечето от тези изследвания използват медоносни пчели, като пчелини са поставени в близост до третираните и нетретираните с неоникотиноиди култури. Както е обобщено в част 2.1.1, пчелите, поставени в близост до третираните култури, събират прашец с по-високи концентрации на не-

оникотиноиди (Cutler *et al.* 2014; Rundlöf *et al.* 2015; Long and Krupke 2016; Rolke *et al.* 2016). Най-високите нива на замърсяване са открити, когато е събирано голямо количество прашец от култури. Rohorecka *et al.* (2013) откриват средни концентрации на клотианидин от 27.0 ng/g в проби от прашец (73% прашец от слънчоглед), събран от пчелини в близост до третирани царевични полета. Rundlöf *et al.* (2015) откриват средни концентрации на клотианидин от 13.9 ng/g в проби от прашец (37.9% прашец от диви цветя), събран от пчелини в близост до третирани с неоникотиноиди полета с маслодайна рапица. При пчелини в близост до нетретирани полета с маслодайна рапица, е събран прашец със съдържание на 47.4% прашец от диви цветя без неоникотиноидни нива, които могат да бъдат засечени (<0.5 ng/g).

Там, където пчелите събират по-голям процент прашец от диви цветя, неоникотиноидните концентрации са по-ниски. Botías *et al.* (2015) измерват неоникотиноидни концентрации в прашеца на маслодайна рапица по време на върхната точка на периода и на цъфтеж и 2 месеца след този период. По време на пиков период на цъфтеж, медоносните пчели събират 91.1% от техния прашец от слънчоглед и 8.9% от маслодайна рапица, с обща неоникотиноидна концентрация от 3.09 ng/g. В по-късния период, 100% от прашеца е събиран от слънчоглед със средна обща неоникотиноидна концентрация от 0.20 ng/g. Cutler *et al.* (2014) също вземат проби от прашец, събиран от пчели от пчелини в близост до третирани и нетретирани поля с маслодайна рапица в продължение на две седмици през юли по време на пиковия период на цъфтеж. Медоносните пчели събират малки количества прашец и по-високи нива на неоникотиноидно замърсяване са открити в близост до третирани поля (9.0% прашец от диви цветя за седмица 1 до 45.2% през седмица 2, 0.84 ng/g) в сравнение с нетретирани поля (15.1% прашец от диви цветя от седмица 1 до 62.5% през седмица 2, 0.24 ng/g). Long and Krupke (2016) събират данни за продължителен период от време, от май до септември, обхващайки периода на цъфтеж на царевичната – растението, което изследват. От всички локации е събрано голямо количество прашец от диви цветя. Средните неоникотиноидни концентрации са най-ниски в нетретирани земеделски райони (95.8% прашец от диви цветя, 0.078 ng/g), а най-високите в

третирани земеделски райони (95.3% прашец от диви цветя, 0.176 ng/g). Alburaki *et al.* (2015 и 2016) откриват ниски нива на неоникотиноиди, когато медоносните пчели събират предимно прашец от диви цветя, като не отчитат никакви неоникотиноиди при 99% прашец от диви цветя и средни неоникотиноидни концентрации от 0.04 ng/g при 93.5% прашец от диви цветя.

Достъпни са само две изследвания, които измерват неоникотиноидните концентрации от прашец, събиран от земни пчели и изразяват количествено пропорциите на прашец, взет от диви цветя. Cutler and Scott-Dupree (2014) поставят кошери с *Bombus impatiens* в близост до третирани с неоникотиноиди и нетретирани царевични полета. Земните пчели събират много ниски пропорции прашец от царевича, по-малко от 1%, в сравнение с медоносните пчели, които могат да събират големи количества царевичен прашец по време на периода на цъфтеж (Krupke *et al.* 2012; Rohorecka *et al.* 2013, Все пак виж Alburaki *et al.* 2015; 2016; Long and Krupke 2016). Нивата на неоникотиноидни остатъци са ниски, от <0.1 ng/g от нетретирани полета и 0.4 ng/g от третирани поля. За сравнение, David *et al.* (2016) поставя 5 кошери с *Bombus impatiens* в близост до третирани полета с маслодайна рапица, растения, чийто прашец привлича земните пчели. В края на юни са взети проби от прашеца в кошерите. Земните пчели събират средно 68.1% прашец от диви цветя и 31.9% от маслодайна рапица.

Тиаметоксам е открит в този прашец със средни концентрации от 18 ng/g, а тиаклоприд – със средни стойности от 2.9 ng/g. Тези нива са значително по-високи от нивата, открити в прашеца, събран от медоносни пчели от същата местност на изследване в същата година – 3.09 ng/g обща неоникотиноидна концентрация, въпреки че много по-голяма част (91.9%) от прашеца е събран от диви цветя (Botías *et al.* 2015). Сравненията са трудни, защото малко други изследвания са изучавали неоникотиноидните концентрации в прашеца, събиран от земни пчели, като са правили препратка към произхода на прашеца. Rolke *et al.* (2016) поставят колонии *B. terrestris* в близост до третирани полета с маслодайна рапица и откриват много ниски концентрации от 0.88 ng/g клотианидин в прашеца, взет директно от върхащите се земни пчели, но произходът на пра-

Bug	Bug проба	Взети проби	Локация на кошера	Пропорция на прашеца, събран от диви цветя	Средни неоникотиноидни концентрации (ng/g)	Препратка
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Лято 2011 г.	В близост до третирани царевични полета	55.5	9.71	Krupke <i>et al.</i> (2012)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Юли до август 2011 и юли 2012 г.	В близост до третирани царевични полета	73.7	27.0	Pohorecka <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Април до май и юни до септември 2012 г.	В близост до третирани полета (различни култури, 180 м. средна дистанция)	Няма данни	<1.0 (граница за засичане)	Stewart <i>et al.</i> (2014)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Първите две седмици на юли 2012 г.	В нетретирани ПП полета с маслодайна рапица	15.1 (седмица 1) до 62.5 (седмица 2)	0.24	Cutler <i>et al.</i> (2014)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Първите две седмици на юли 2012 г.	В третирани ПП поля с маслодайна рапица	9.0 (седмица 1) до 45.2 (седмица 2)	0.84	Cutler <i>et al.</i> (2014)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Август до началото на септември 2012 г.	В близост до третирани и нетретирани царевични полета	с.99	Не са открити	Alburaki <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Юни 2013 г. (пик на цъфтежа на маслодайната рапица)	В близост до третирани ЗП полета с маслодайна рапица	91.1	3.09	Botias <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Август 2013 г.	В близост до третирани ЗП полета с маслодайна рапица	100.0	0.20	Botias <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Юни 2013 г. (пик на цъфтежа на маслодайната рапица)	В близост до нетретирани ПП полета с маслодайна рапица	47.4	<0.5 (граница на засичане)	Rundlöf <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Юни 2013 г. (пик на цъфтежа на маслодайната рапица)	близост до третирани ПП полета с маслодайна рапица	37.9	13.9	Rundlöf <i>et al.</i> (2015)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Края на юли до септември 2013 г.	В близост до третирани и нетретирани царевични полета	93.5	0.04	Alburaki <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Май до септември 2011 г.	Незеделски район	93.9	0.047	Long and Krupke (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Май до септември 2011 г.	В близост до нетретирани царевични полета	95.8	0.078	Long and Krupke (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	Май до септември 2011 г.	В близост до третирани царевични полета	95.3	0.176	Long and Krupke (2016)

Таблица 7. Обобщение на изследванията, публикувани от 2013 г. насам, които документират средните неоникотиноидни остатъци в прашец, събран от свободно-летищи пчели. Резултатите от Krupke *et al.* (2012) и изследванията, описани в Секция 2.1.1 са добавени за референция. ПП – посети през пролетта, ПЗ – посети през зимата, НП – неясна дата на посев.

Bug	Bug проба	Взети проби	Локация на кошера	Пропорция на прашеца, събран от диви цветя	Средни неоникотиноидни концентрации (ng/g)	Препратка
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	2005-2009 г. (неизвестни дати)	В близост до нетретиран царевични полета	Не са събрани данни	<1 (граница на количествено изразяване)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	2005-2009 г. (неизвестни дати)	В близост до третиран царевични полета	Не са събрани данни	1-7 (диапазон на докладваните междинни стойности)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	2005-2009 г. (неизвестни дати)	В близост до нетретиран НП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	<1 (граница на количествено изразяване)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	2005-2009 г. (неизвестни дати)	В близост до третиран НП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	<1-3.5 (диапазон на докладваните междинни стойности)	Pilling <i>et al.</i> (2013)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	6 май 2014 г.	В близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	<0.3 (граница на засичане)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	6 май 2014 г.	В близост до третиран ЗП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	0.50	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	10-14 май 2014 г.	В близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	<0.3 (граница на засичане)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Apis mellifera</i>	Прашец	10-14 май 2014 г.	В близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	0.97	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Bombus terrestris</i>	Прашец	Юни 2013 г. (пик на цъфтежа на маслодайната рапица)	В градски район (средно 1600 м от третиран ЗП поля с маслодайна рапица)	Не са събрани данни	6.5	David <i>et al.</i> (2016)
<i>Bombus terrestris</i>	Прашец	Юни 2013 г. (пик на цъфтежа на маслодайната рапица)	В земеделска земя (Средно 590 м. От третирана ЗП поля с маслодайна рапица)	68.1	21.2	David <i>et al.</i> (2016)
<i>Bombus impatiens</i>	Прашец	Юли-август 2013 г.	В близост до нетретиран царевични полета	99.35	<0.1 (граница на засичане)	Cutler and Scott-Dupree (2014)
<i>Bombus impatiens</i>	Прашец	Юли-август 2013 г.	В близост до третиран царевични полета	99.35	0.4	Cutler and Scott-Dupree (2014)
<i>Bombus terrestris</i>	Прашец	10 май 2014 г.	В близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	<0.3 (граница на засичане)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Bombus terrestris</i>	Прашец	10 май 2014 г.	В близост до третиран ЗП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	0.88	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Osmia bicornis</i>	Прашец	14 май 2014 г.	В близост до нетретиран ЗП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	<0.3 (граница на засичане)	Rolke <i>et al.</i> (2016)
<i>Osmia bicornis</i>	Прашец	14 май 2014 г.	В близост до третиран ЗП полета с маслодайна рапица	Не са събрани данни	0.88	Rolke <i>et al.</i> (2016)

2.2.5 Риск от излагане от последващи култури (земяделски култури, посети след култури, обработени с неоникотиноиди)

шеца е неизвестен. Концентрациите, открити от David *et al.* са по-ниски от тези на Rohorecka *et al.* (2013) и в рамките на две от нивата, докладвани от Rundlöf *et al.* (2015), който открива неоникотиноидни концентрации съответно от 27.0 ng/g и 13 ng/g в прашец, събран от медоносни пчели, пробите от който съдържат голяма част прашец от земяделски култури.

Като цяло, тези изследвания показват, че интензивното излагане (0.84-27.0 ng/g) се случва по време на периода на цъфтеж на привличащи насекоми, третирани с неоникотиноиди, цъфтящи култури, в ситуации в които повече от 25% от приемането на прашец става от земяделските култури. Докладваните стойности варират с две степени в зависимост от вида на растенията, датата на вземане на пробата, интензитетът при покриването на семената с неоникотиноиди и процента прашец, събран от диви цветя. Понеже само едно изследване специално измерва неоникотиноидните концентрации в прашеца на дивите цветя, е трудно да се отсъди дали прашецът на дивите цветя съдържа по-високи или по-ниски концентрации на неоникотиноиди от прашеца на земяделските култури. Въпреки това, когато наблюдаваме предпочитанията на медоносните пчели в третирани земяделски райони извън главния период на цъфтеж на привлекателните култури или където цъфтящите култури са непривлекателни за определен вид пчели, неоникотиноидните концентрации са основно ниски, в порядъка на 0.04-0.40 ng/g при поленови диети, съдържащи 95.3%-100% прашец от диви цветя (Cutler and Scott-Dupree 2014; Botías *et al.* 2015; Long and Krupke 2016; Alburaki *et al.* 2016). Докато най-високите нива произлизат от поленови диети, които съдържат част от прашец от земяделски култури, тъй като медоносните пчели събират прашец през целия сезон, общото излагане на неоникотиноиди може предимно да се определи от концентрациите в дивите цветя. Botías *et al.* (2015) изчисляват, базирайки се на прашец, събран през юни и август, че 97% от всички неоникотиноиди, които се намират в прашеца са от диви цветя. Неземяделските култури, заобикалящи земяделските райони, представляват допълнителен и постоянен източник на неоникотиноиди.

Рискът от излагане на неоникотиноиди от последващи култури е идентифициран от докладите на EFSA като ключов пропуск в познанието. Достъпните изследвания предполагат, че остатъците в последващите култури са под границата на засичане, но обемът на данните е ограничен. От 2013 г. насам, няколко изследвания изрично изучават неоникотиноидните концентрации в нетренирани култури, отглеждани в почва, която преди това е била използвана за отглеждане на третирани с неоникотиноиди култури, тъй като повечето растения биват посети с нова доза неоникотиноиди всяка година. Въпреки това, този анализ е възможен, когато са променени неоникотиноидните формулировки. Botías *et al.* (2015; 2106) анализират неоникотиноидните концентрации в маслодайна рапица, третирана с тиаметоксам. Полето е било използвано за отглеждането на третирани с клотианидин зърнени култури, поне през последните две години. Имидаклоприд не е използван за последните три години. В прашеца и зелената маса на маслодайната рапица са регистрирани съответно 3.15 ng/g и 1.04 ng/g тиаметоксам, 1.9 ng/g и 2.91 ng/g клотианидин и 0 ng/g и 0.23 ng/g имидаклоприд. Тъй като клотианидин може да бъде произвеждан като метаболит на тиаметоксам, не е възможно да се коментира произхода на тези засечени остатъци. Имидаклоприд не присъства в пробите на прашеца, отразявайки времето, изминало от последното регистрирано използване в земяделския район. Имайки предвид, че тези съединения могат да издържат няколко години в почвата, нивото на излагане от последващи култури ще зависи предимно от времето от последното прилагане, както и други фактори, които определят устойчивостта на неоникотиноидите в почвата (част 2.2.1). Въпреки това, както се вижда от присъствието на имидаклоприд в пробите от зелената маса, последващите култури могат да поемат остатъци от прилагани неоникотиноиди през последните поне 2 години. Имайки предвид издръжливостта на неоникотиноидите в годишната, многогодишната и дървесна растителност, заобикаляща земяделските райони (част 2.2.4) и средната издръжливост на неоникотиноидите в почвата и водата (части 2.2.2 и 2.2.3), рискът от излагане от последващи култури е вероятно да бъде в порядъка на риска от основната растителност в земяделския район. Въпреки всичко са нужни допълнителни изследвания в тази насока.

Доказателства за въздействието на неоникотиноидите върху здравето на животните

3.1 Чувствителността на земни пчели и несоциални пчели към неоникотиноидите

3.1.1 Директен смъртоносен ефект на неоникотиноидите върху възрастни дивы пчели

Почти всички изследвания, разглеждащи токсичността на неоникотиноидите за пчелите, са проведени върху медоносни пчели *Apis mellifera*. Cresswell (2011) прави преглед на 14 изследвания, проведени до 2010 г. и заключава, че за остра орална токсичност имidakлопридът има 48-часова стойност $LD_{50}=4.5$ ng/пчела. Докладите на EFSA (2013a; 2013b; 2013c) разглеждат съществуващите изследвания за остра перорална токсичност до 2013 г., включително рецензирани и частни изследвания, които не са обществено достояние (обобщени от Godfray *et al.* 2014). Тези анализи изчисляват LD_{50} от 3.7 ng/пчела за имidakлоприд, 3.8 ng/пчела за клопиантин и 5.0 ng/пчела за тиаметоксам. Еквивалентни LD_{50} стойности за остър контакт също са изчислени за медоносните пчели от EFSA (2013a; 2013b; 2013c), както следва – 81 ng/пчела за имidakлоприд, 44 ng/пчела за клопиантин и 24 ng/пчела за тиаметоксам.

Въпреки всичко, докладите на EFSA изтъкват липсата на достатъчно информация за ефекта на неоникотиноидите върху други пчели, различни от медоносните. Arena and Sgolastra (2014) извършват метаанализ, сравнявайки чувствителността на пчели към пестициди и чувствителността на медоносните пчели към пестициди. Този анализ комбинира данните от 47 изследвания, които покриват 53 пестицида от 6 химични семейства, с общо 150 казуса, обхващащи 18 вида пчели (вкл. *A. mellifera*). Arena and Sgolastra изчисляват коефициент на чувствителност R между смъртоносната доза за вид A (*A. mellifera*) и вид S (различен от *A. mellifera*), $R = LD_{50A}/LD_{50S}$. Коефициент над 1 показва, че другият вид пчели е по-чувствителен от *A. mellifera* към избрания пестицид. Има голяма променливост в коефициента на чувствителност в диапазон от 0.001 до 2085.7, но за всички пестициди е изчислена средна чувствителност от 0.57, което предполага, че *A. mellifera* е по-чувствителна към пестицидите от останалите пчели. В по-голямата част от случаите (95%), коефициентът на чувствителност е под 10.

Има 9 изследвания, обхващащи 9 вида пчели (вкл. *A. mellifera*), които събират данните за всички неоникотиноиди (ацетамиприд, имidakлоприд, тиаклоприд и тиаметоксам) и за токсичността при контакт, както и за пероралната токсичност. Тези изследвания показват среден коефициент на токсичност от 1.045, което е най-високата средна стойност от всички анализирани пестицидни химически семейства. Относително най-токсич-



© Axel Kirchhof /
Greenpeace

ни за другите пчели са циано-заместените неоникотиноиди ацетамиприд и тиаклоприд, тъй като те показват по-ниска токсичност за медоносните пчели в сравнение с нитро-заместените неоникотиноиди имдаклоприд и тиаметоксам.

Съществуват 12 изследвания, обхващащи 10 вида, които избират пестициди, засегнати от мораториума (с изключение на ацетамиприд и тиаклоприд и включвайки фипронил) и включвайки както пероралната токсичност, така и токсичността при контакт. Тези изследвания изчисляват среден коефициент на чувствителност от 0.957, което е близо до изчисления коефициент за чувствителност за всички неоникотиноиди. Най-голямото несъответствие между медоносните пчели и другите пчели е открито при нежилещите пчели (Apidae: Meliponini). Ефектът от пряк контакт с фипронил върху *Scaptotrigona postica* е 24-пъти по-голям, върху *Melipona scutellaris* (14 пъти по-голям), а ефектът

от пряк контакт с тиаклоприд при *Nannotrigona perilampoides* е 2086 пъти по-голям. Това са единствените три случая с коефициент на чувствителност над 10. Нежилещите са предимно екваториални пчели, като най-голямото разнообразие от видове се открива в неотропиците. В Европа не са открити никакви видове (Nieto *et al.* 2014). В контраст на това, изследвания върху *B. terrestris* постоянно излизат с резултати за ниски коефициенти на чувствителност между 0.005 и 0.914, средно 0.264. *B. terrestris* е широко разпространен вид в Европа и е най-често използван като модел (освен медоносните пчели) за изчисляването на ефектите на неоникотиноидите върху дивите пчели (Виж част 3.1.2). Учени използват разликата в телесната маса, за да обяснят тези разлики в чувствителността към пестициди (Devilliers *et al.* 2003). Все пак, това не системно демонстрирано, затова и други механизми са предложени като фактори, които могат да обяснят тези разлики –

ниво на адаптация на видовете към хранене с нектар, богат на алкалоиди (Cresswell *et al.* 2012) и диференцирани способности за пречистване на пестицидните остатъци от тялото (Cresswell *et al.* 2014). Поради ограничените достъпни данни, Arena and Sgolastra не могат да коментират силата на тези аргументи.

Spurgeon *et al.* (2016) изчисляват няколко токсични нива на клотианидин при медоносните пчели, вида земни пчели *B. terrestris* и вида самотни пчели *O. bicornis*. LD50 стойностите на перорална токсичност при 48 ч., 96 ч. и 240 ч. за медоносните пчели са съответно 14.6 ng/пчела, 15.4 ng/пчела и 11.7 ng/пчела. За *B. terrestris*, същите параметри са съответно 26.6 ng/пчела, 35 ng/пчела и 57.4 ng/пчела. За *O. bicornis* – съответно 8.4 ng/пчела, 12.4 ng/пчела и 28.0 ng/пчела. Тези открития съответстват на откритията на Arena and Sgolastra, като те установяват, че *B. terrestris* е по-нечувствителна от *A. mellifera* във всички случаи, а *O. bicornis* е по-нечувствителна при 240 ч.

Sgolastra *et al.* (2016) изчисляват относителната чувствителност към клотианидин на същите тези 3 вида в различни периоди от време – 24-96 часа. Най-високите LD50 стойности са регистрирани след 24 часа за *A. mellifera* и *B. terrestris* и след 72 часа за *O. bicornis*. В тези случаи от трите вида, *O. bicornis* е най-чувствителна, с LD50 от 1.17 ng/пчела и 9.47/g, в сравнение с 1.68 ng/пчела и 19.08 ng/g за *A. mellifera* и 3.12 ng/пчела и 11.90 ng/g за *B. terrestris*. Тези резултати се засичат със стойностите, изчислени от Spurgeon *et al.* (освен тези за 240 часа), със снижаваща се чувствителност в следния ред: *O. bicornis* > *A. mellifera* > *B. terrestris*. Заедно, тези изследвания подкрепят позицията, че видовете с по-малки тела показват по-висока чувствителност към неоникотиноиди.

Познати са около 2000 вида пчели в Европа. Биологията, поведението и екологията на всеки от тези видове са различни от тези на медоносните пчели. Следователно, екстраполирането на данни за по-широката европейска фауна от ограничените достъпни токсикологични данни, налични за 19 вида пчели, за чувствителността им към неоникотиноиди, е начинание, изпълнено с много трудности, имайки предвид голямата разлика в относителната чувствителност. Текущите данни предполагат, че дивите пчели са също толкова

или малко по-малко чувствителни към неоникотиноиди в сравнение с медоносните пчели, когато се вземе предвид директната смъртоносност. Въпреки това, трябва да се внимава, когато се разглеждат отделни видове, родове и семейства пчели, тъй като таксономните групи могат да демонстрират различни индивидуални сензитивности. Повечето европейски диви пчели са по-малки от медоносните и имат потенциал да са по-чувствителни на база ng/пчела. Общо взето, продължаването на използването на параметрите за чувствителност на медоносните пчели към неоникотиноиди вероятно ще спомогне за установяване на директната чувствителност при дивите пчели към неоникотиноиди (Arena and Sgolastra 2014), но е нужна по-задълбочена работа в тази посока, за да се покрие широкото разнообразие от видове в земеделските райони.

3.1.2 Сублеталният ефект на неоникотиноидите върху диви пчели

От 2013 г. са налични няколко изследвания, които наблюдават почти смъртоносните ефекти от неоникотиноидите, предимно използващи медоносната пчела като организъм-модел в лабораторни условия. Błaszkiewicz *et al.* (2012) обобщават изследванията, публикувани между 1995 г. и 2011 г., върху страничните ефекти от неоникотиноидите, съсредоточавайки се върху сублеталните ефекти. Авторите откриват, че докато много лабораторни изследвания описват смъртоносните и сублеталните ефекти на неоникотиноидите върху способността за събиране на мед, за учене и памет на пчелите, няма наблюдавани ефекти при полевите изследвания и полево реалистичните дози. Две големи изследвания, които значително допринасят за началото и по-късно налагането на мораториума на ЕС, са публикувани след този преглед на Błaszkiewicz *et al.* (2012) през 2012 г.

Henry *et al.* (2012) дават на медоносни пчели-работнички дози от 1.34 ng тиаметоксам в 20 µl разтвор захароза, еквивалентен на 27% от LD50 (виж част 3.1.1), след това ги пускат на 1 км. разстояние от техните кошери и измерват процента на завръщане. Значително по-малко вероят-

но е упоените пчели да се завърнат в сравнение с контролната група пчели. Whitehorn *et al.* (2012) излагат колонии *B. terrestris* на две различни нива третиран с неоникотиноиди прашец (6 и 12 ng/g плюс контролна група) и нектар (0.7 и 1.4 ng/g плюс контролна група) в лаборатория за две седмици преди да ги преместят навън, за да събират независимо мед в продължение на 6 седмици, опитвайки се да наподобят излагането, очаквано за пчели, които събират мед от третирана с неоникотиноиди медоносна рапица. Пчелите в двете колонии, третирани с неоникотиноиди, растат по-бавно и страдат от 85% спад в броя на нови пчели-майки в сравнение с контролната група.

И двете изследвания са критикувани, че използват неоникотиноидни концентрации, по-високи от тези, на които дивите пчели е вероятно да бъдат изложени в реални условия (виж Godfray *et al.* 2014, Carreck and Ratnieks 2014). Разтворът за хароза 20 µl с 1.34 ng тиаметоксам, използван от Henry *et al.* е с концентрация 67 ng/g. Имайки предвид максимално изчислените концентрации тиаметоксам в нектара на маслодайната рапица – 2.72 ng/g (виж част 2.1.1), медносна пчела трябва да консумира 0.49 g нектар, за да получи тази доза. Медоносните пчели обикновено носят 25-40 mg нектар за един полет, еквивалентно на 0.025-0.040 g, около 10% от нужния обем, за да се получи доза, висока колкото използваната от Henry *et al.* Още повече, понеже пчелите-работнички връщат този нектар в кошера, консумираната доза е вероятно да бъде само частица от общото носено количество. Следователно, изключително невероятно е откритията на Henry *et al.* да изобразяват истинска, правдоподобна ситуация.

Концентрациите в прашеца и нектара, използвани от Whitehorn *et al.*, са много по-близки до полево реалистичните нива при по-слабото третиране в рамките на максимално изчислените концентрации имidakлоприд в прашеца и нектара на маслодайната рапица (виж част 2.1.1). Въпреки това, подготовката на експеримента, по време на която пчелите не са имали избор освен да консумират третиран прашец и нектар, е критикувана като нереалистична, тъй като в реална среда ще са достъпни незамърсени извори на прашец и нектар. Изследвания, които измерват остатъци в земеделски и в диви цветя и отбелязват произхо-

да на събрания прашец (виж част 2.2.4), записват неоникотиноидни концентрации между 0.84 -27.0 ng/g в прашеца, събиран от диви пчели, в които значителна част от този прашец е събран от земеделски растения в пиковия период на техния цъфтеж. Прашец, събран от кошери на земни пчели, съдържа неоникотиноидни концентрации от 6.5 ng/g в градска среда и 21.2 ng/g в селските райони по време на пиковия период на цъфтеж на маслодайната рапица, въпреки че броят на изследваните кошери са малко (три и пет). Въпреки това, други изследвания, които измерват нивата в прашец, директно изваден от кошер на земни пчели, откриват концентрации от <1 ng/g, така че все още няма яснота за истинските нива на неоникотиноидно излагане за дивите земни пчели. Въз основа на описаните концентрации, резултатите на Whitehorn *et al.* са вероятно по-близки до реалните условия в сравнение с откритията на Henry *et al.*

След април 2013 г., много работа се посвещава на сублеталните ефекти от неоникотиноидите върху пчелите и индивидуални параметри на колонии медоносни и земни пчели като растеж на колонията, успешност на презимуването и създаването на полово зрели индивиди. Тази работа е извън обсега на този доклад, но важни скорошни публикации включват Pilling *et al.* (2013), Cutler *et al.* (2014a), Rundlöf *et al.* (2015) и Dively *et al.* (2015), всяка от които открива ограничени до незначителни влияния на неоникотиноидите на колониално ниво. Виж също Cresswell (2011) за метаанализ на 13 лабораторни и полу-полеви изследвания, проведени преди 2011 г. Много автори отбелязват, че интерпретирането на откритията от изследвания за медоносни пчели за дивите пчели е трудна задача, имайки предвид разликата в размерите на индивидите от видовете пчели и социалното поведение на медоносните пчели, което води до увеличаване на колонията, съдържащи няколко хиляди пчели-работнички.

3.1.2.1 Въздействие върху растежа на колонията и възпроизвеждането

Няколко автори изследват ефекта на неоникотиноидите върху земните пчели, използвайки микро-колонии. Това са малки групи земни пчели-работнички, които са взети от колонията и изоли-



Пчели върху пчелна пита в Германия
© Fred Dott / Greenpeace

рани в нов кошер. Тези пчели-работнички, без пчела-майка, започват да отглеждат свое собствено мъжко потомство. Като такива, микро-колониите са полезни за генериране на голям обем проби за изследване ефекта на пестицидите върху смъртността на пчелите, поведението при отглеждане на ларвите и възпроизвеждането.

Elston *et al.* (2013) хранят микро-колонии от три *B. terrestris* пчели-работнички с „полево реалистични“ дози от 1 ng/g тиаметоксам и „полево максимални дози“ от 10 ng/g в поленова паста и захарен разтвор за период от 28 дни. Третираните с тиаметоксам микро-колонии консумират значително по-малко захарен разтвор в сравнение с контролните колонии. Няма регистрирано влияние върху смъртността на пчелите-работнички, но колонии, хранени с 10 ng/g тиаметоксам, намаляват активността си при строене на кошер и произвеждат значително по-малки яйца и ларви, като третираните с 10 ng/g тиаметоксам пчели са единствените в изследването, които не произвеждат нито една ларва за 28-дневния период на експеримента.

Lauscock *et al.* (2014) хранят микро-колонии от четири *B. terrestris* пчели-работнички със захарен разтвор, третиран с тиаметоксам с концентрации, достигащи 98 ng/g. Прашецът не е третиран с тиаметоксам. Консумацията на захарен разтвор се намалява значително в третираните колонии с 39 и 98 ng/g. Смъртността при пчелите-работнички единствено се повишава в колонията с най-висока концентрация от 98 ng/g. Значително висок неуспех в снасянето на яйца се наблюдава само в колонии, третиран с 39 и 98 ng/g, без значителни регистрирани разлики в колонии с по-малки концентрации между 0 и 16 ng/g.

Откритията на тези две изследвания в общи линии се препокриват с познанията от преди 2013 г. Motmaerts *et al.* (2010) излагат микро-колонии на захарен разтвор, с концентрация на тиаметоксам от 100 ng/g. Докато нивото от 100 ng/g намалява създаването на потомство, при колонии с 10 ng/g няма забележим ефект. Разликите между откритията на Elston *et al.* и Lauscock *et al.* могат частично да се обяснят от факта, че Elston *et al.* третират прашеца с тиаметоксам заедно със захарния разтвор. Lauscock *et al.* потвърждават, че концентрация от 98 ng/g повишава смъртност-

та на пчелите-работнички, но такива концентрации обикновено не се срещат в реални условия и поради това откритията са с ограничена релевантност.

Scholer and Krischik (2014) излагат колонии на *B. Impatiens* (с пчели-майки) на захарен сироп, третиран с имдаклоприд и клотианидин с концентрации от 0, 10, 20, 50 и 100 ng/g за 11 седмици. Смъртността на пчелите-майки значително се повишава на 6-тата седмица при колонии с 50 и 100 ng/g, а след 11 седмици и при колонии, третирани с 20 ng/g имдаклоприд и тези с 20 ng/g клотианидин. Изненадващо не е открит значителен ефект върху броя на пчелите-работнички или на новите създавани пчели-майки, въпреки че това се дължи отчасти на факта, че са създавани много малък брой пчели-майки във всички групи (средно по 4 на колония). Колонии, третирани с над 10 ng/g имдаклоприд и над 20 ng/g клотианидин нарастват (теглото им се повишава) значително по-малко в сравнение с останалите. Неоникотиноидните концентрации от 20 ng/g и повече са много високи и не е вероятно в реални условия пчелите да са изложени на подобни концентрации в продължение на дълги периоди. В резултат, смъртността на пчелите-майки в реалността не е вероятно да бъде значително повлияна от разгледаните неоникотиноидни концентрации.

От 2013 г. насам са публикувани няколко полеви изследвания, които разглеждат влиянието на масово разпространените, третирани с неоникотиноиди, цъфтящи култури върху растежа на колонии на диви пчели и възпроизвеждането им. Cutler and Scott-Dupree (2014) поставят колонии на *B. Impatiens* в близост до царевични полета в Онтарио, Канада, по време на отделянето на прашец. Използвани са 4 конвенционални полета, третирани с неоникотиноиди и 4 органични полета. Колонии са поставени във всяко поле в първия ден на значително отделяне на прашец. На колонии са дадени 5-6 дни и след това са транспортирани до област с полустествена среда за 30-35 дни, след което са замразени. Колонии, разположени до третирани полета, създават значително по-малко работнички от тези, разположени до биологични ферми. Всички други параметри (тегло на колонията, клетки за мед и прашец, клетки за потомство, тегло на работничките, брой и тегло на мъжките и пчелите-майки) не са значи-

телно различни. Земните пчели събират по 1% от прашеца си от царевицата (част 2.2.4) и неоникотиноидните остатъци в събрания прашец са ниски при 0.4 ng/g за пчелите, събиращи в близост до третираните полета и под границата за регистриране за пчелите в близост до биологични полета. Имайки предвид че в всеизвестно, че земните пчели събират много малко прашец от царевица, релевантността на това изследване е неясна.

Rundlöf *et al.* (2015) провеждат обширен полеву опит за ефектите на третираната с клотианидин маслодайна рапица върху дивите пчели. 16 полета с маслодайна рапица, отдалечени на поне 4 км, са избрани в южна Швеция и са комбинирани по двойки на базата на подобните им условия. Във всяка от двойките, едно от полетата е производно избрано да бъде посято с маслодайна рапица, третирана с 10 ng/g клотианидин, а другото поле е засято без употреба на неоникотиноиди. 27 каквиди на несоциалната пчела *O. bicornis* (15 мъжки и 12 женски) са поставени до всяко поле в деня, в който маслодайната рапица започва да цъфти. *O. bicornis*, поставени до третираните полета с маслодайна рапица, не показват поведение на гнездене и не започват създаване на потомство. *O. bicornis*, поставени до нетретираните полета с маслодайна рапица, показват поведение на гнездене в 6 от 8-те изследвани полета. Причината за тази разлика е неясна и е трудно да се изведе точно заключение с малкото налични проби. Земните пчели, поставени до неоникотиноидно третираните полета с маслодайна рапица, показват спад в растежа на колонията и създаването на потомство. Колониите земни пчели са събрани и замразени, когато нови пчели-майки започнат да се появяват, което се е случило между 7 юли и 5 август, в зависимост от колонията. Преброен е броят на каквидите пчели-майки и работнички/мъжки. В момента на замразяването, колониите, поставени до третираните полета, имат значително по-малко каквиди на пчели-майки и работнички/мъжки.

Sterk *et al.* (2016) провеждат подобен полеву експеримент като този на Rundlöf *et al.* Избрани са два района в северна Германия с размер 67 км², в които единствената цъфтяща култура е маслодайна рапица, посята през зимата. В единия район маслодайната рапица е третирана със същото покриване на семената като при Rundlöf *et al.* – 10

г клотианидин/kg семена. Другият район е контролен, без прилагане на неоникотиноиди. Във всеки район на 6 различни локации са поставени по десет колонии *B. terrestris*. Те са оставени в близост до маслодайната рапица от април до юни, покривайки основния период на цъфтеж. След това колониите са преместени в природен резерват. Не се откриват разлики в теглото на колониите, в броя на пчели-работнички или във възпроизвеждането, изчислена чрез произвеждането на нови пчели-майки.

Интересно е, че тези две полеву изследвания, използващи еднакво покриване на семената с неоникотиноиди, откриват подчертано различни резултати. Основната разлика е, че докато Rundlöf *et al.* използват маслодайна рапица, засята през пролетта, Sterk *et al.* използват такава, посята през зимата. Времето между посев и пиковия период на цъфтеж е много повече при посятата през зимата маслодайна рапица (от средата на август до май) в сравнение с посятата през пролетта маслодайна рапица (април/май до средата на юни). Поради това, при посятата през зимата маслодайна рапица, неоникотиноидите имат повече време да се просмучат в почвата и водата, което намалява количеството активни съставки, които се поемат от растението. Това може да обясни част от разликите в неоникотиноидните концентрации в прашеца, събран от двете култури (Секция 2.2.4) и разликата в документируания растеж на колонията и броя на създаденото потомство. Друга разлика е, че колониите от изследването на Sterk *et al.* са преместени в природни резервати, състоящи се от гори, езера и пустеещи земи, след края на цъфтящия период на маслодайната рапица. Качеството на достъпната храна за пчелите в този природен резерват е вероятно да е бил, както по-качествен, така и в по-голямо количество в сравнение с обикновен земеделски район и нетипичен за колониите земни пчели, разположени в подобна среда, които ще трябва да продължат храненето си там, след като културите като маслодайната рапица спрат да цъфтят. Допълнително, голям проблем с възпроизвеждането на експеримента на Sterk *et al.* е това, че са използвани само един третиран и един нетретиран район за разлика от Rundlöf *et al.*, които използват 8 третираните и 8 контролни полета. Тези разлики във възпроизвеждането на експеримента трябва да се вземат предвид, когато се обмисля защо две



Цвят на Lavatera в Германия© Axel Kirchhof / Greenpeace

те изследвания правят различни заключения.

Едно от изследванията, проведени в отговор на резултатите на Henry *et al.* (2012) и Whitehorn *et al.* (2013), е направено от FERA (2013). То се състои от полеви опит с колонии земни пчели, разположени в близост до полета с маслодайна рапица, третиран с клотианидин, с имidakлоприд или нетретиран като контролна група. На колонииите са оставени 6-7 седмици да събират свободно, докато цъфти маслодайната рапица и след това са преместени в неземеделски район, за да продължат развитието си. Първоначалната цел е да се измери растежа на колонииите и развитието им в тези три групи и да се сравни това с неоникотиноидните концентрации, събрани от магазините с храна в кошерите, но изследването е критикувано за няколко методологични проблема като вариращата дата на поставяне и първоначалния размер на колонииите, липсата на възпроизвеждането на полево ниво и замърсяване на контролните колонии с неоникотиноидни остатъци по време на експеримента. В крайна сметка, изследването не е публикувано в рецензирано списание, но заключава, че няма ясна връзка между успеха на колонията земни пчели и неоникотиноидните концентрации. Goulson (2015) анализира отново данните на FERA, използвайки линейни модели и включвайки две от колонииите от първоначалното изследване, които

са били категоризирани като даващи твърде отдалечени резултати, но които не отговарят на статистическата дефиниция на този термин. Този повторен анализ открива, че концентрациите на клотианидин в нектара и концентрациите на тиаметоксам в прашеца значително отрицателно прогнозираят растежа на колонииите и създаването на пчели-майки.

Достъпно е само едно изследване, което разглежда влиянието на неоникотиноидите върху репродуктивността на несоциалните пчели в контролирани условия. Sandrock *et al.* (2014) създават лабораторни популации на *O. bicornis* – вид несоциална стволесто-гнездяща пчела. Пчелите са хранени със захарен разтвор с 2.87 ng/g тиаметоксам и 0.45 ng/g клотианидин заедно с нетретиран прашец. Неоникотиноидите нямат ефект върху дълголетието или теглото на женските индивиди. Въпреки това, третираните пчели завършват 22% по-малко гнезда по време на изследването. Гнездата, създадени от третираните пчели, съдържат 43.7% по-малко клетки и относителната смъртност на потомството е значително по-висока, със смъртност съответно от 15% и 8.5% в третираните и нетретираните групи. Общо взето, постоянното излагане на неоникотиноиди води до значително намаляване на създаването на потомство, на всяко гнездо, като третираните

пчели създават 47.7% по-малко потомство. Тези резултати предполагат, че ниските нива на полево реалистични дози неоникотиноиди (<3.5 ng/g) не повишават смъртността на възрастните, но имат значителен ефект върху способността им успешно да създават гнезда и потомство.

Като цяло, изследванията публикувани от 2013 г. насам са предимно аналогични с настоящите познания, но развиват нашите знания в няколко ключови области. Лабораторните изследвания продължават да демонстрират негативните ефекти на неоникотиноидите в големи концентрации върху репродуктивността на земните пчели, като най-слабите сублетални ефекти върху възпроизвеждането са засечени при 10 ng/g. Полевите изследвания, използващи земни пчели, демонстрират това, че излагането на третиран с неоникотиноиди цъфтящи култури може да има значителен ефект върху растежа на колонията и репродуктивността ѝ в зависимост от нивата, на които са изложени, времето между посев и цъфтеж и наличието на незамърсени растения за храна, което може да обясни разликите в засечените остатъци в различните изследвания. Нашето разбиране за въздействието върху самотните пчели се подобрява много от откритията на Sandrock *et al.* (2014), които предполагат значителни ефекти върху възпроизвеждането на самотните пчели при полево реалистични концентрации от 3.5 ng/g. Полевите изследвания, които демонстрират това в реални условия, са малко, като работата на Rundlöf *et al.* (2015) страда от липсата на строене на гнезда на третираните локации.

3.1.2.2 Въздействие върху ефективността при хранене

През 2013 г. се е знаело малко за това как неоникотиноидите влияят на поведението при търсене на храна на индивидуалните пчели и дали това влияе на здравето на цялата колония. Gill *et al.* (2012) излагат колонии *B. terrestris* на 10 ng/g имидаклоприд в захарен разтвор за период от 4 седмици. Колониите са прибрани на закрито, но им е позволено да събират свободно навън. Изложени на имидаклоприд колонии растат по-бавно, но се наблюдават сублетални ефекти върху поведението при търсене на храна на пчелите-работнички. В сравнение с контролните групи, тре-

тираните с имидаклоприд колонии имат по-малко пчели-работнички, излизачи навън, по-малки количества събран прашец за всяко успешно излизане и успешните излизания са със значително по-дълга продължителност. Третираните работнички също събират прашец по-рядко, с 59% от интензивни периоди на събиране, в сравнение с 82% за контролните работнички – спад с 28%. Авторите правят заключението, че излагането на имидаклоприд при тези концентрации значително намалява способността на земните пчели-работнички да събират прашец в полето. Намалената способност за събиране на прашец става причина за по-малко събран прашец от третираните с имидаклоприд колонии в сравнение с контролните колонии, което от своя страна води до по-малък растеж на колонията, поради недостиг на прашец. От публикуването на този доклад насам са публикувани няколко нови изследвания, които разглеждат въздействието на неоникотиноидите върху поведението при търсене на храна на земните пчели.

Feltham *et al.* (2014) излагат в продължение на 2 седмици колонии *B. terrestris* на захарен разтвор, третиран с 0.7 ng/g и прашец, третиран 6 ng/g имидаклоприд. Тези концентрации в захарния разтвор са една степен по-ниски от 10 ng/g, използвани от Gill *et al.* (2012). След това колонии са поставени в градска среда в Шотландия. Пчелите-работнички, които събират прашец и нектар са наблюдавани 4 седмици допълнително. Няма разлика между третираните и контролните колонии в продължителността на полета при събиране на нектар или количеството събран нектар. Въпреки това, третираните работнички събират значително по-малко прашец, донасяйки 31% по-малко прашец за единица време в техните колонии. Третираните работнички също така събират прашец по-рядко, с 41% интензивни периоди на събиране, в сравнение с 65% за контролните работнички – спад с 23%.

Gill and Raine (2014) провеждат подобен експеримент като този на Gill *et al.* (2012), където колонии *B. terrestris* са изложени на захарен разтвор с 10 ng/g имидаклоприд, докато имат достъп за събиране свободно навън. Колониите и отделните земни пчели-работнички са изследвани в продължение на 4 седмици. Общото с предишните им открития (Gill *et al.* 2012), третираните с



имдаклоприд работнички започват значително повече полета за събиране по време на 4-те седмици на експеримента. Авторите отбелязват, че това е вероятно мотивирано от остър отговор през първите седмици на индивидуално ниво (неоникотиноидите действат като невронен частичен агонист, повишавайки желанието за събиране) и от дълготрайния отговор на ниво колония в по-късната част от експеримента, като третираните колонии отделят повече работнички за събиране на прашец. Ефективността на събирането на прашец на третираните работнички намалява с времето, като най-ниските количества, регистрирани през четвъртата седмица, предполагат дълготраен ефект на имдаклоприд върху способността за търсене на храна. Не е ясно дали това е резултат на индивидуално влошаване на производителността или на новоизлюпили се работнички, които са излагани за по-продължително време.

Stanley *et al.* (2015) излагат колонии *B. terrestris* на захарен разтвор с 2.4 или 10 ng/g тиаметоксам за 13 дни. Колониите след това са преместени в изолирани клетки, като им е позволено свободно да събират прашец от два вида ябълков цвят. На пчелите от колониите, третирани с 10 ng/g, им отнема повече време за събиране, като посещават по-малко цветове и връщат по-малки количества прашец в сравнение с контролните колонии. Stanley and Raine (2016) също излагат колонии *B. terrestris* на захарен разтвор с 10 ng/g тиаметоксам за 9 до 10 дневен период. След това колониите са преместени в зона с две растения звезздан *Lotus corniculatus* и едно растение пълзяща детелина *Trifolium repens*. Пчелите-работнички са пуснати индивидуално и техните взаимодействия с растенията са записани. Значително повече третирани работнички показват поведение при търсене на храна в сравнение с контролните работнички. Въпреки това, контролните работнички се научават цветовете след няколко разучаващи посещения.

Arce *et al.* (2016) поставят гнезда на *B. terrestris* в парков район за 5 седмици, докато ги снабдяват със захарен разтвор с 5 ng/g клотианидин. Обемът от снабдения захарен разтвор е изчислен да бъде половината от това, което пчелите обикновено консумират за този период от време. Не е предоставен прашец, така че работничките

трябва да събират и да компенсират липсата на нектар. В контраст с предишните доклади, са засечени едва доловими промени в процеса на събиране на храна и събирането на прашец. Няма ясна разлика в каченото тегло на колониите или броя на потомството. Въпреки това, до края на експеримента, третираните колонии съдържат по-малко работнички, търтеи и млади пчели-майки в сравнение с контролните колонии.

Switzer and Combes (2016) изучават въздействието от интензивното поглъщане на имдаклоприд върху поведението на жужащо опрашване при *B. impatiens*. Жужащото опрашване е поведение, при което земна пчела каца на цвят и силно вибрира, за да изтръска прашеца ронещ се от прашника. Земни пчели-работнички са хранени с доза от 0, 0.0515, 0.515 или 5.15 ng имдаклоприд в 10 µL захарен разтвор. Тези дози са еквивалентни на концентрациите от 0, 5.15, 51.5 and 515 ng/g, като най-големият консумиран обем е еквивалентен на 139% от LD50 на медоносните пчели, представляващ умерено количество за земните пчели, тъй като те са по-малко чувствителни в сравнение с медоносните (част 3.1.1). В последствие е било позволено на пчелите да събират прашец от домати *Solanum lysopersicum* и е наблюдавано поведение на жужащо опрашване. При най-ниската доза от 0.0515 ng имдаклоприд не е открито влияние върху честотата на ударите на крилете, честотата или продължителността на проява на жужащо опрашване. Не е възможен анализ при по-високите дози, тъй като тези пчели рядко продължават да проявяват поведение за търсене на храна след поглъщане на имдаклоприд. Имайки предвид използваните концентрации в това изследване и проблемите с обема на пробите, е трудно да се правят заключения освен, че при излагане на високи нива, това уврежда способността за търсене на храна на земните пчели.

Като цяло, тези изследвания предполагат, че излагането на неоникотиноиди в нектар при концентрации между 0.7 – 10 ng/g може да има сублетално влияние върху възможността на земните пчели да събират прашец, както на индивидуално, така и на колониално ниво. Този недостиг на прашец и последващият стрес е възможно да обясни намаляването на растежа на колониите и произвеждането на полово зрели индивиди при липсата на повишена директна смъртност при

пчелите-работнички. Имайки предвид, че високите концентрации от 10 ng/g са в горната граница, но все пак в границите на това на какви неоникотиноидни концентрации биха били изложени земните пчели на полето (част 2.1.1 и част 2.2.4), възможно е дивите земни пчели, изложени на неоникотиноиди в съвременните земеделски райони, да страдат от намалена способност да събират прашец с последващия ефект върху тяхната репродуктивност.

3.1.2.3 Въздействие върху имунната система на пчелите

Болезните при пчелите (включително паразити и патогени) през последните години са посочвани като главен фактор, който влияе върху оцеляването на одомашените пчелни колонии (vanEngelsdorp *et al.* 2010). Докато повечето доказателства за отрицателните ефекти на болезните произлизат от изследвания върху медоносни пчели, повечето болести могат да повлияят на широко разнообразие от пчелни видове. Например, микроспоридният паразит *Nosema ceranae* произлиза от Азия и е разпространен в целия свят чрез търговията на медоносни пчели. *Nosema ceranae* е засечен в 4 различни родове диви пчели (*Bombus*, *Osmia*, *Andrena*, *Heriades*) в Европа, Северна и Южна Америка (виж Goulson *et al.* 2015). Разпространението на болести между дивите и одомашените пчели може да се случи при споделени цфтящи растения (Graystock *et al.* 2015).

Sánchez-Bayo *et al.* (2016) разглеждат доказателства, които са свързани с употребата на неоникотиноиди и честотата и тежестта на болезните по пчелите. Преди 2013 г., няколко изследвания демонстрират връзка между излагането на неоникотиноиди и повишената податливост към болести при медоносните пчели (Vidau *et al.* 2011; Pettis *et al.* 2012). Излагането на имidakлоприд на медоносни пчели, заразени с *N. ceranae*, намалява способността им да обеззаразяват пилото и повишава разпространението на *N. ceranae* в колонията (Alaux *et al.* 2010). Допълнително, излагането на сублетални дози имidakлоприд или фипронил повишава смъртността при медоносните пчели-работнички, поради потискане на гени, свързани с имунитета (Aufauvre *et al.* 2014). Di Prisco *et al.* (2013) откриват, че сублеталните дози клотианидин неблагоприятно засягат пчел-

ните антивирусни защити. Чрез увеличаване на транскрипцията на гена – кодиращ протеин, който спира имунната сигнализация, неоникотиноидните пестициди намаляват имунните защити и насърчават възпроизвеждането на пчели с деформирани крила, носещи скрити вирусни инфекции. На полево ниво е открита връзка между прилагането на неоникотиноиди и зараза с *Varroa mite* по колонии медоносни пчели (Divley *et al.* 2015; Alburaki *et al.* 2015). Няма изследвания, които измерват влиянието на неоникотиноидите върху имунната система на дивите пчели или разпространението на болести във връзка с прилагането на неоникотиноиди. Въпреки това, имайки предвид това, че пчелите споделят сходни нервни и имунни системи, много вероятно е неоникотиноидите да имат сходни ефекти, повишавайки податливостта на дивите пчели към паразити и патогени.

3.1.3 Влиянието на неоникотиноидите върху диви пчели на популационно ниво

През 2013 г. не се е знаело нищо за ефекта на неоникотиноидите върху популациите на дивите пчели. Тъй като са опитомени и отглеждани, тенденциите на популациите на медоносните пчели са достъпни, но няма такива данни за дивите пчели. Само едно изследване прави опит да наблюдава въздействието на неоникотиноидите върху тенденциите в популацията на диви пчели. Woodcock *et al.* (2016) използва данни за присъствието на диви пчели в 10x10 км. мрежа в Обединеното кралство. Базата данни е съставена от наблюдения на пчели от професионални ентомолози и аматьори и е вероятно най-пълната съществуваща база данни за разпространението на пчели. Избрани са 62 вида диви пчели и са изчислени техните географски разстояния и постоянство за 18-годишен период между 1994 г. и 2011 г. Третираны с неоникотиноиди семена на маслодайна рапица за първи път са използвани в Обединеното кралство през 2002 г., така че авторите изчисляват пространствено и времево изрична информация, описваща покритието на маслодайната рапица и района на тази третирана с неоникотиноиди култура. 62-та вида са разделени на две групи – видове, които събират прашец от маслодайна рапица (n=34) и



Пеперуга *Peneugetia lasioptera megera* с
отворени крила върху дънер© Andy
Sands / NPL

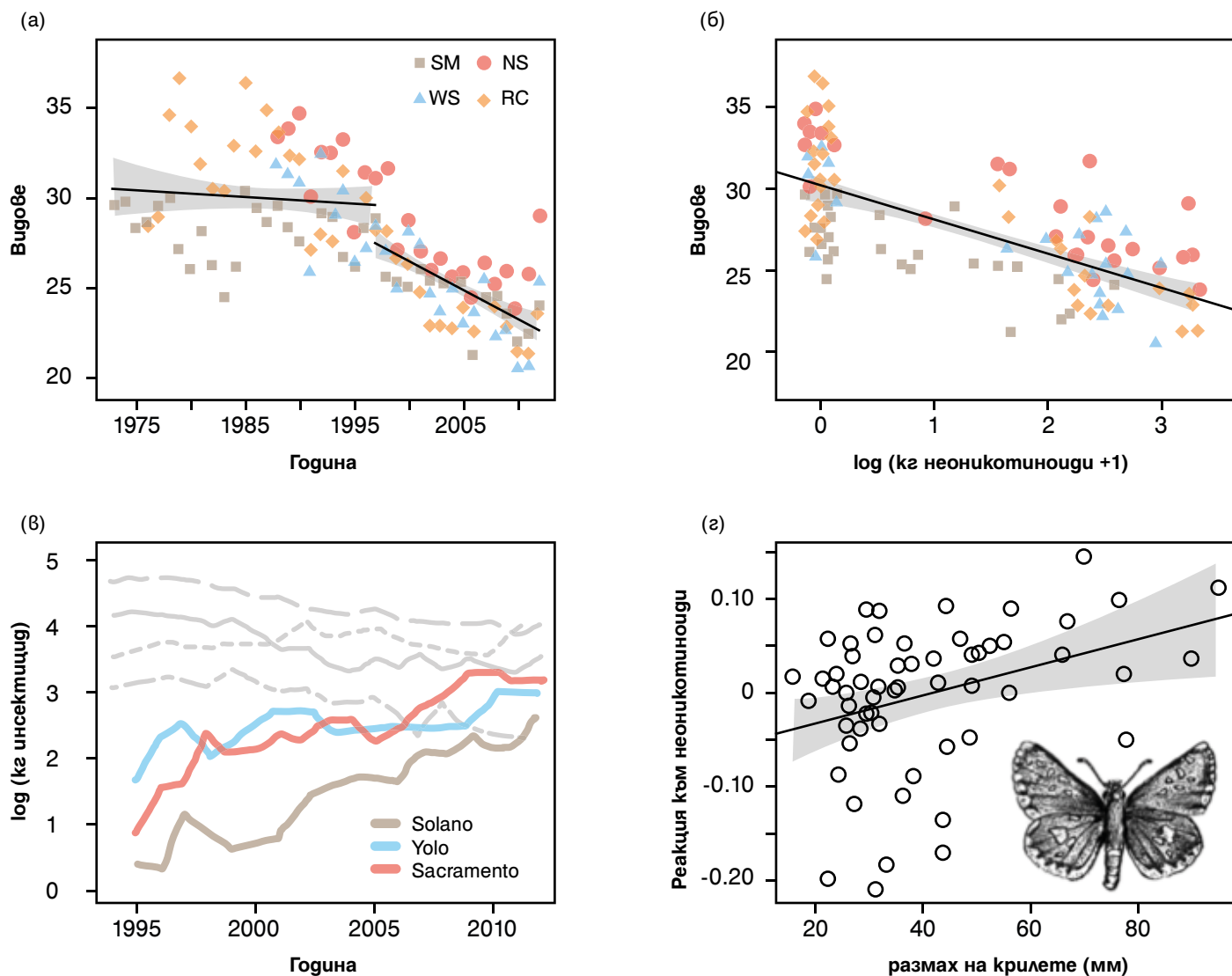
видове, които не го правят ($n=28$). Устойчивостта на видовете през този период е сравнен с очакваното излагане на неоникотиноиди. През 18-годишния период, устойчивостта на дивите пчели е обратно пропорционална на неоникотиноидното излагане за събиращите и несъбиращите видове, с трикратно по-голям ефект за видовете, събиращите прашец от маслодайна рапица.

Характеризирането на пчелите като събирачи или несъбирачи има един голям проблем. Много видове пчели паразитират върху други пчели и не събират собствен прашец. Някои паразитиращи пчели са включени в категорията на събиращите прашец от маслодайна рапица ($n=2$) и някои в категорията на несъбиращите ($n=12$) въз основа на наблюденията за посещения за нектар в предишно изследване. Някои от паразитиращите пчели в несъбиращата категория са паразитиращи върху пчели, които са включени в събиращата категория ($n=10/28$). Имайки предвид, че тези видове са силно зависими от изобилието на приемника им, тази класификация няма екологичен смисъл. Снаг, поради липса на приемници или поради директна смъртност, няма как да се различи, добавяйки допълнителни обръкващи проблеми към анализа. Допълнително, имайки предвид присъствието на неоникотиноиди в дивите растения в близост до земеделски райони (част 2.2.4), количеството, приложено върху маслодайната рапица не е задължително точна мярка за истинското излагане на неоникотиноиди на дивите пчели.

Изследването предполага, че е по-вероятно видове пчели да изчезнат от райони с високо излагане на неоникотиноиди, измерено чрез количеството, прилагано като третиране на семената на маслодайна рапица и, че тази тенденция е по-изявена за видове, които събират прашец и нектар от маслодайна рапица. Макар да е нужна още работа по въпроса, това е важно корелационно изследване, което предполага връзка между нивата на неоникотиноидно излагане и устойчивостта на пчелите в национален мащаб.

3.2 Чувствителност на пеперуги и молци към неоникотиноидите

Pisa *et al.* (2015) правят преглед на съществуващата литература за въздействието на неоникотиноидите върху пеперуги и молци. За разлика от изследванията за пчелите, много малко тестове за токсичност са провеждани за пеперуги. Повечето съществуващи проучвания са върху изобилието на пеперуги и разнообразието им в биологични, спрямо конвенционални ферми. Биологичните ферми приютяват голямо разнообразие от видове, но конкретните причини за това не могат да бъдат определени с точност. Например, относителното значение на използването на хербициди, които намаляват изобилието на храна за ларвите или растения предостигащи



Фиг. 10. (а) Брой на наблюдавани видове пеперуди на четири терена. Промениливата (в (а) и (б)) е експоненциална на индекса на разнообразието на Shannon т.е. ефективният брой на видовете. Чупката в (а) е 1997 г. (95%-ови интервали на сигурност: 1990–2001 г.). (б) са прилаганите неоникотиноиди пестициди в основните области (оцветените линии), както и за четирите най-често използвани пестицида, които не са от неоникотиноидния клас (сивите линии). Не-неоникотиноидните са, в низходящ ред, във вертикалата от 1995 г., органофосфати, карбамати, пиретроиди и органохлориди (линиите се отнасят за области със средни стойности). Обърнете внимание на различните години, които са обхванати в първите две таблици, като (б) започва от годината, в която неоникотиноидите за пръв път са докладвани. (в) Връзка между броя на видовете пеперуди и неоникотиноидите. (г) Реакция на различните видове към неоникотиноиди, според размаха на крилете им; повече отрицателни стойности се наблюдават по оста “у”, показваща видове с по-негативни реакции към неоникотиноидите. Сивите многоъгълници в (а), (б), и (г) са 95%-ови интервали на сигурност. Възпроизведено от Forister *et al.* 2016.

нектар за възрастните спрямо директната смъртност и сублеталното действие на пестицидите, остава неопределено.

Наличните токсикологични проучвания върху чувствителността на пеперудите към неоникотиноиди и фипронил са проведени върху 32 вида молци от девет семейства, които са вредители по културите (Pisa *et al.* 2015). Има значителни различия в отчетените реакции на отделните видове спрямо податливостта им към ацетамиприд. Например, чувствителността на два памучни вредителя към ацетамиприд се различава почти 3-кратно ($LC_{50}=11,049$ и $3,798$ ppm). Има разминавания и между различните етапи в развитието на ларвите. В първоначалния стадий на развитие, гъсениците са 100 пъти по-чувствителни, отколкото възрастните гъсеници в петия стадий – съответно LC_{50}/LC_{90} от $0.84/1.83$ и $114.78/462.11$ ppm (части на милион). Botías *et al.* (2016) изброяват LC_{50} стойности (стойности на смъртоносни концентрации) за три вида пеперуди, вредители по селскостопанските култури – за клоуанидин, 24-часовите LC_{50} стойности са между 2400 и 186 000 ppm (части на милиард). Тези нива обикновено са много високи и има много примери за неоникотиноидна резистентност при дивите популации (виж Pisa *et al.* 2015). Тъй като много от изследваните видове молци са вредители по основните култури, те са били изложени на многобройни пестициди в продължение на много поколения през последните десетилетия. Тяхната чувствителност към неоникотиноидите не може да бъде считана за представителна извадка.

От 2013 г. насам, на разположение са няколко проучвания, разглеждащи чувствителността на дивите пеперуди към неоникотиноидите. Resenka and Lundgren (2015) разглеждат смъртността от клоуанидин при гъсениците на пеперудите монарх *Danaus plexippus*. През първия стадий на развитие от 36 часа, гъсениците са прикрепени към и се хранят от листа. Изчислени са LC_{50} стойности от 15.63 ng/g. В допълнение, сублетални последици за растежа са измерени в първия стадий, при 0.5 ng/g. Увеличено е времето за развитие, забелязва се намаление в дължината на тялото, също и по-ниско тегло. Тези особености не се забелязват във втория стадий на развитие. Yu *et al.* (2015) разглеждат случая, когато копринената буба израства, хранейки се с листа, обработени с имidakлоприд и тиаметоксам за период от 96 часа. Изчислени са LC_{50} стойности от 1270 ng/g за имidakлоприд и 2380 ng/g за тиаметоксам. Широката гама от отчетени отклонения при различните видове означава, че са необходими много повече изследвания в тази област, за да се установи с точност чувствителността на пеперудите и молците към неоникотиноидите.

Въпреки оскъдните данни за токсикологичното влияние върху дивите пеперуди и молците, две скорошни изследвания използват дългосрочни данни, за да определят какво въздействие има употребата на неоникотиноиди в селскостопанските райони. Gilburn *et al.* (2015) използват информация от схемата за мониторинг на пеперуди във Великобритания. Данните обобщават преброяване на пеперуди от голямо разнообразие на местообитания за периода 1984-2012 г., който е по-дълъг от този, използван за диви пчели в Обединеното кралство от Woodcock *et al.* (2016, част 3.1.3), за да има данни за период от десет години преди въвеждането на неоникотиноидите при обработка на земеделската земя във Великобритания. Били са избрани седемнадесет вида пеперуди, основно базови видове с широк район на местообитание, включително земеделски земи. В модела са били включени площта на Великобритания, третирана с неоникотиноиди, както и областите с температурни и метеорологично променливи параметри, тъй като местните климатични условия са много важен фактор, който влияе върху популацията на пеперудите. Както и се очаква, лятната температура е изключително положителна, а пролетните дъждове влияят отрицателно върху популацията на пеперудите. След отчитане на влиянието на времето, използването на неоникотиноиди се свързва с отрицателното влияние върху показателите на популацията на пеперудите. Моделът на връзките варира за различните видове пеперуди, но при повечето (14 от 17) се е забелязало неблагоприятно влияние. В последния период (между 2000-2009 г.), когато неоникотиноидите са най-широко използвани, при 15 от 17-те изследвани вида се наблюдават отрицателни тенденции за развитие на популациите.

Forister *et al.* (2016) провеждат подобни анализи върху популациите на пеперуди в калифорнийските низини. Пеперудите са били наблюдавани продължително с обиколки на всеки 2 седмици, на 4 терена в региона на Северна Калифорния от 1972 г., 1975 г. и 1988 г. (в зависимост от съответния терен). Тези терени са разположени на територията на целия склон, включвайки обработваеми, полу-естествени и градски местообитания. Данните са били използвани, за да се изследва годишното въздействие от употребата на неоникотиноиди и други фактори като летните температури и промените в земеползването.

Значителен спад във видовото богатство на пеперудите се наблюдава от 1997 г. насам (Фигура 10a, 1997 г. е точка на пречупване, идентифицирана от статистическите модели). В региона, неоникотиноиди започват да се използват през 1995 г. и употребата им се увеличава до този момент (Фигура 10b). Използваните неоникотиноиди имат значително голямо отрицателно влияние върху видовото богатство на пеперудите (Фигура 10c) и видовете пеперуди с по-малки размери са проявили най-силна отрицателна реакция към неоникотиноидите (Фигура 10d).

И двата анализа, които разглеждаме са строго взаимнообвързани. Използването на никотиноиди би могло да е признак за други фактори, отговорни за лошите резултати. Gilburn *et al.* отбелязват, че ако влошаването на хабитата и загубата на растения за храна, е основната причина за намаляването на популациите на пеперуди, както и ако интензификацията на земеделието играе ключова роля за влошаването на хабитата на пеперудите, то нивата на използване на неоникотиноидите биха могли да се смятат за признак за тази интензификация и съответно за влошаването на естествената среда на пеперудите. Следователно, употребата на неоникотиноиди би могла да бъде отговорна за намаляването на пеперудите. Като алтернатива, употребата на неоникотиноиди може да осигури първата количествено измерима мярка за интензификация на земеделието, която е силно взаимосвързана с тенденциите в популациите на пеперуди. Тъй като повечето от местата, където се провежда мониторинг на пеперуди в Обединеното кралство, не са върху земеделски земи, Gilburn *et al.* предполагат, че преносът на неоникотиноиди в по-широката околна среда (част 2.2.4) и обработваемите площи, превърнали се в екологичен капан, който поглъща популациите, са отговорни за спада в популациите на пеперуди, а не употребата на неоникотиноиди като признак за интензификация на земеделието. Няма налични данни, за да бъде оценена тази хипотеза.

Като цяло, последните проучвания показват, че пеперудите и молците демонстрират голяма търпимост към поглъщането на неоникотиноиди в различните етапи на развитие на ларвите. Няма налични данни за чувствителност към неоникотиноиди, погълнати по време на зрялата фаза на развитие (например от нектар от земеделски култури). Две взаимосвързани изследвания, използващи дългосрочен набор от данни, показват силна връзка между употреба на неоникотиноиди и спадове в обилието и видовото разнообразие на пеперуди, макар че са необходими повече лабораторни и полеви изследвания, за да се установи точната причина за този спад.



© Peter Caton / Greenpeace

3.3 Чувствителност на други сухоземни безгръбначни към неоникотиноидите

Повечето налични изследвания за влиянието на неоникотиноиди върху насекомите са съсредоточени върху видове, които са вредители по икономически важни земеделски култури. Pisa *et al.* (2015) преглеждат съществуващата литература за въздействието на неоникотиноидите върху други сухоземни безгръбначни, а Botías *et al.* (2016) показват обобщение за отчетени LC50 стойности за 24 вида насекоми от четири разряда (ципокрили – Hymenoptera, пеперуди и молци – Lepidoptera, полутвърдокрили – Hemiptera и твърдокрили – Coleoptera) от проучвания, проведени между 1996 и 2015 г. Прегледът на Pisa *et al.* (2015) открива, че няма проучвания относно ефектите на неоникотиноидите върху мрежовкрили – Neuroptera, полутвърдокрили – Hemiptera и сирфидни мухи – Syrphidae след 2013 г.

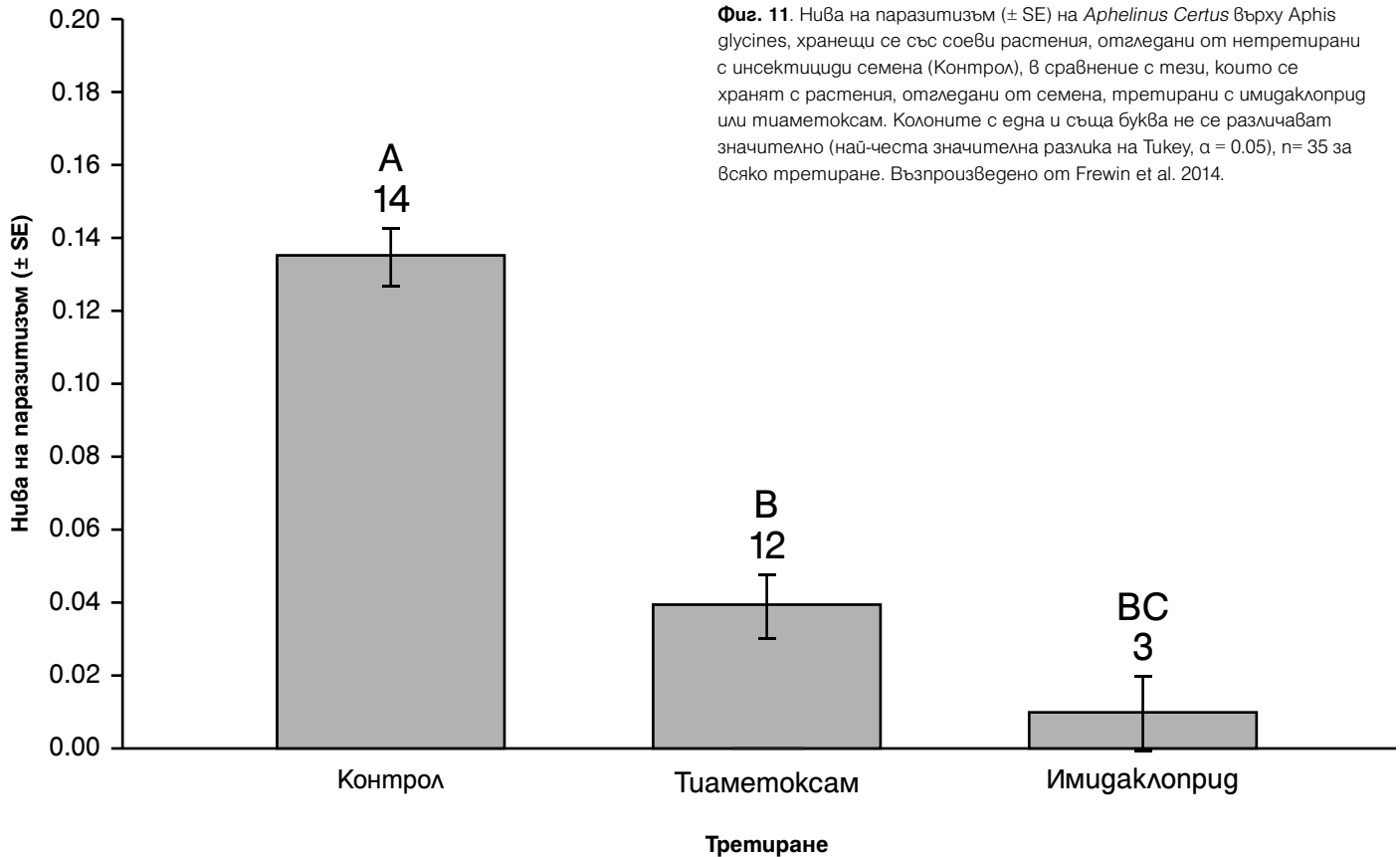
3.3.1 Чувствителност на естествените врагове на насекомите-вредители

Използвайки лабораторни анализи и полеви проучвания, Douglas *et al.* (2015) изследват влиянието на третираните с тиаметоксам соеви семена върху земеделски вредители като голия мрежест охлюв *Deroceras reticulatum* и един от техните естествени хищници – трицветен бръмбар-бегач *Chlaenius tricolor*. При голи охлюви, събрани от поле със соеви поници, неоникотиноидната концентрация след 12 дни на свободно хранене е с нива от 500 ng/g, при средни 100 ng/g. В лабораторни условия, голи охлюви, консумиращи соеви поници, отчитат ниска смъртност от между 6 и 15%, в зависимост от степента на третиране на семената. В лабораторни условия, 61,5% (n= 16/26) от *Chlaenius tricolor*, които консумират голи охлюви от неоникотиноидни насаждения, показват признаци на увреждания спрямо нула броя от тези в контролната група (n= 0/28). От 16-те, които показват влошаване, седем впоследствие умират. На полето, третираните соеви семена на-

маляват потенциалните активност и плътност на естествените им хищници, което води до повишена активност и плътност на голите охлюви с 67%.

Douglas *et al.* (2015) твърдят, че въвеждането на неоникотиноиди в соевите посеви предизвиква верижна реакция в хранителната верига, при която хранещите се с охлюви видове са по-сериозно засегнати от самите охлюви, което води до увеличаване на популацията на голия охлюв, който се развива свободно без заплахата от хищници. Този аргумент може също да обясни резултатите от Szczepaniec *et al.* (2011), според които прилагането на имidakлоприд върху бряст, причинява нашествие на паяжинообразуващи акари (*Tetranychus schoenei*). Това увеличение е в резултат на смъртността на техните хищници, след контакт с имidakлоприд. Много полезни безгръбначни се хранят с вредители по земеделските култури, третиран с неоникотиноиди, но до този момент няма други проучвания, задаващи въпроса дали неоникотиноидите се предават на хищниците чрез пряка консумация на вредителите в агро-екологичните системи.

Frewin *et al.* (2014 г.) изучават въздействието на третираната с имidakлоприд и тиаметоксам соя върху паразитоидни оси *Aphelinus certus*. Заплодени женски са поставени за 24 часа в петриеве панички, съдържащи листа с листни въшки *Aphis glycines*. Паничките са наблюдавани в продължение на осем дни като се записват номерата на живите, мъртвите и новите листни въшки. Ефектите от третирането с пестициди са били значителни по отношение на пропорцията на опаразитените листни въшки. Няма отчетена разлика между двата различни вида третиране на семена с неоникотиноидни (Фигура 11). Frewin *et al.* подозират две възможни причини за този ефект: на първо място, излагането на листните въшки – гостоприемници на неоникотиноидни остатъци въздейства и може да повиши смъртността при незрелите паразити или комбинацията между паразитизма и остатъците от неоникотиноиди би могло да е довело до повишена смъртност при листните въшки. На второ място, възможно е осите *Aphelinus certus* да избягват отровени с пестициди листни въшки. *Aphelinus species* са известни с това, че използват вътрешни сигнали за определяне годността на гостоприемника и



Фиг. 11. Нива на паразитизъм (± SE) на *Aphelinus Certus* върху *Aphis glycyines*, хранещи се със соеви растения, отгледани от нетретиран с инсектициди семена (Контрол), в сравнение с тези, които се хранят с растения, отгледани от семена, третиран с имидаклоприд или тиаметоksam. Колоните с една и съща буква не се различават значително (най-честа значителна разлика на Tukey, $\alpha = 0.05$), $n = 35$ за всяко третиране. Възпроизведено от Frewin et al. 2014.

е възможно те да упражняват натиск или да използват хормони, свързани с имунната система на листните въшки, за да преценят годността на домакина. Ключов елемент на биологичния контрол върху насекомите-вредители, при който се ползват паразитни оси, е увеличаването на обилото на паразитоиди в началото на сезона. Ето защо намаляването на степента на паразитизъм, причинена от неоникотиноидната обработка на семената, е възможно да наруши способността на *Aphelinus certus* да контролира листните въшки при соята. Не е известно дали *Aphelinus certus*, идващи от заразени домакини, няма да понесат смъртоносни или сублетални последици, които могат допълнително да влошат тази способност.

Като цяло, там, където хищните видове са по-чувствителни към неоникотиноиди, отколкото са видовете, с които се хранят (напр. хищни насекоми по не-насекомни групи като мекотели и паякообразни с различни неврорецептори, които ги правят по-малко чувствителни към неоникотиноиди), има вероятност за нежелано отрицателно въздействие върху популациите на полезни естествени врагове.

3.3.2 Чувствителност на мравките към неоникотиноиди

На разположение са четири проучвания, които разглеждат влиянието на неоникотиноидите върху мравки. Galvanho *et al.* (2013) третират мравки листорези *Acromyrmex subterraneus* с имидаклоприд, за да проучи въздействието му върху почистващото им поведение, което е важно за ограничаване разпространението на гъбични патогени. Мравките работници са третирани с 10, 20 или 40 ng имидаклоприд на единично насекомо. Избрани са само работници, които са с ширина на главата 1,6-2,0 mm. Това е голям размер в сравнение с повечето видове мравки в света. За този размер, отделни мравки могат да тежат около 10-20 mg, давайки концентрирана активна съставка от 10-40 ng за 0,015 g на мравка, или 666.7-2666.7 ng/g. Най-ниската доза е достатъчна, за да се намали значително почистващото им поведение. Смъртността не е била измерена, но предишно проучване установява, че друг вид мравка листо-резач значително е повишила смъртност си след

излагане на гъбичен патоген и имidakлоприд при същата концентрация от 10 ng, спрямо мравки изложени единствено на гъбични патогени (Santos *et al.* 2007).

Barbieri *et al.* (2013) подлагат колонии от южна мравка *Monomorium antarcticum* (естествени за Нова Зеландия, където е проведено изследването) и инвазивната аржентинска мравка *Linepithema humile* на имidakлоприд в подсладена вода при концентрация от 1,0 µg/ml, еквивалент на 1000 ng/g. Относителна агресивност е била повлияна от третираните с неоникотиноиди, като местните мравки са намалили агресивността си спрямо инвазивните видове. И обратно – изложените на третирането инвазивни мравки са увеличили агресивността си, в резултат на което са намалили вероятността си за оцеляване. Яйцата на южната мравката не са били повлияни, но при колонии на аржентинската мравка, които са били изложени на неоникотиноиди, се забелязва намалена популация с 50% в сравнение с колонии, които не са изложени на влияние. След третиране с неоникотиноиди, не е забелязано въздействие върху способността за търсене на храна.

Wang *et al.* (2015a) хранят колонии от огнени мравки *Solenopsis invicta* със захарна вода при концентрации от 0.01, 0.05, 0.25, 0.50 и 1.00 µg/ml, еквивалентни на 10-1000 ng/g. Въздействието върху храненето, копаенето и търсенето на храна са били количествени. Мравките, които са изложени на 10 ng/g, консумират значително повече захарна вода и увеличават дейността си по копаенето. Концентрации по-големи или равни на 250 ng/g значително подтискат консумацията на захарна вода, копаенето и способността за търсене на храна.

Wang *et al.* (2015b) хранят наскоро заплодени огнени мравки майки *Solenopsis invicta* с вода, съдържаща имidakлопридна концентрация от 10 и 250 ng/g. Нито една от двете концентрации не увеличава смъртността при майките мравки, но и двете значително намаляват способността за отглеждане на пилото и продължителността на времето, необходимо им, за да реагират на светлина, което е предпоставка за смущение и заплахата в колонията. При огнените мравки, яйцата са оформени и покрити с лепкава субстанция, която поддържа нивото на влагата, и дава възможност

за бързото им транспортиране на групички. При концентрация 250 ng/g, броят на групите яйца значително се увеличава (свидетелство за занамена грижа за яйцата и увеличаване на усилията, необходими за транспортирането им), което предполага, че мравките майки имат намалена способност за почистване на яйцата. Пренебрегнатите яйца мухлясват и намалява общият брой на колонията. Колонии, изложени на 10 ng/g, не показват разлика в бройката яйца в сравнение с другите колонии, които не са били третирани.

Във всички тези проучвания на мравки, използваните неоникотиноидни концентрации са много високи. В повечето случаи – далеч по-високи от тези в реални условия (части 2.1 и 2.2). Няколко сублетални въздействия са били открити при 10 ng/g, ниша, които можем да очакваме при реални условия. Необходими са повече лабораторни изследвания и работа на терен с по-ниски концентрации на неоникотиноиди, за да се измерят по-добре вероятните последици върху мравките.

3.3.3 Чувствителност на дъждовните червеи към неоникотиноидите

Pisa *et al.* (2015) преглеждат съществуващата литература относно въздействието на неоникотиноидите върху дъждовни червеи. Дъждовните червеи имат сходни неврални пътища като насекомите. Много вероятно е те да бъдат изложени на неоникотиноиди чрез директен контакт с почвата, поглъщайки замърсен органичен материал с неоникотиноиди (Wang *et al.* 2012, част 2.2.1). Отчетените неоникотиноидни LC50 стойности за дъждовни червеи от 13 проучвания варират от 1,500 до 25,500 ppb, със средно-аритметична стойност от 5,800 ppb и средна стойност от 3,700 ppb (за справка Pisa *et al.* 2015). На разположение са по-малко проучвания, които измерват сублеталните ефекти върху репродуктивната способност. Отрицателното въздействие върху възпроизвеждането се оценява на между 300-7,000 ppb в зависимост от видовете червеи и неоникотиноиди.

Много малко е наличната информация за влияние на неоникотиноидите върху дъждовните червеи

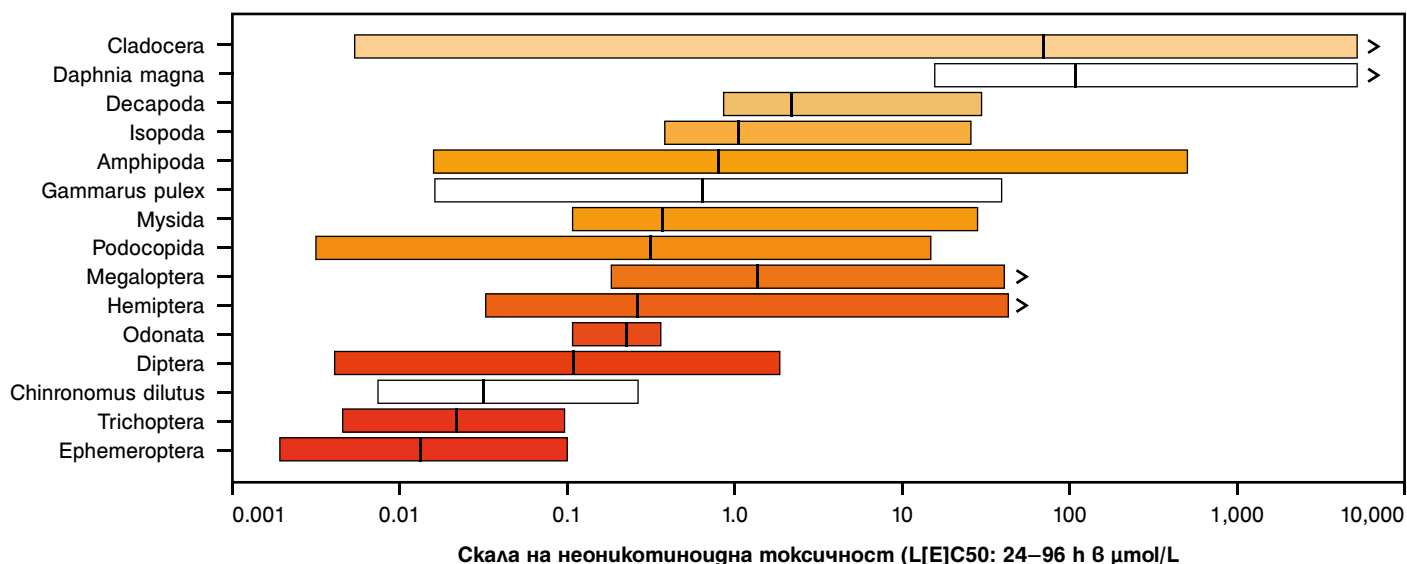
В реални условия. Неоникотиноидните концентрации в почвите могат да варират от 2-50 ng/g в зависимост от състава на органичните вещества, дозата на прилагане и други фактори, въпреки че те могат да бъдат много по-високи в непосредствена близост до покритите семена (част 2.2.1). Douglas *et al.* (2015) откриват неоникотиноиди при гъждовните червеи в соеви насаждения, третирани с тиаметоксам. Два гъждовни червея са били случайно събрани по време на вземане на почвени проби. В двете проби са открити общо неоникотиноидни концентрации от 54 и 279 ppb, отговарящи на ~ 16 и ~ 126 ng на червей. Освен тиаметоксам и неговите остатъци при разпада, двете проби от червеи съдържат имidakлоприд от 25 и 23 ppb. Полетата, от които са били взети пробите, не са били обработвани с имidakлоприд поне 1 година по-рано – още едно доказателство, че неоникотиноидите могат да се задържат в почвата за повече от година (част 2.2.1). Тъй като само живи гъждовни червеи са били събрани и пробата е твърде малка, не е ясно дали те са представителна извадка за типичните концентрации или са подценени. Например, ако гъждовни червеи са изложени на по-високи нива, които предизвикват смъртност, те не могат да бъдат впоследствие използвани за анализ на остатъчни вещества. Необходимо е повече работа в тази област.

Като цяло, тези изследвания потвърждават тезата за отрицателния ефект от неоникотиноидите върху нецелеви видове. За разлика от пчелите, тук най-изследваните групи имат по-ниска чувствителност към неоникотиноидите. Мястото на изследвания организъм в хранителната верига също може да бъде от значение. Например, насекомите, които се намират по-ниско в хранителната верига, са в състояние по-добре да се детоксикират от неоникотиноиди, поради тяхната растителноядна природа, което води до по-чести контакти с вредни растителни метаболити. Най-силно изразени реакции са забелязани при хищните насекоми.

3.4 Чувствителност на водни безгръбначни към неоникотиноидите

Най-цялостни проучвания за острите и хронични ефекти на неоникотиноидите върху водните безгръбначни са проведени от Morrissey *et al.* (2015). Те се позовават и надграждат изследванията на Goulson (2013), Mineau and Palmer (2013) и Vijver and van den Brink (2014). Анализът на Morrissey обхваща 214 места за токсичното излагане на имidakлоприд, ацетамиприд, клотианидин, динотефуран, тиаклоприд и тиаметоксам на 48 вида водни безгръбначни от 12 разряда (ракообразни/crustacea: мамарици/Amphipoda (11.7% от местата), водни бълхи/Cladocera (21.0%), десетонози/Decapoda (1.9%), равнонози/Isopoda (4.2%), мизиди/Mysida (7.9%), Podocopida (12.6%), насекоми/Insecta: двукрили/Diptera (22.9%), еднотелци/Ephemeroptera (6.5%), полувъргокрили/Hemiptera (3.7%), голямкрилки/Megaloptera (1.9%), водни кончета/Odonata (1.9%), ручейници/Trichoptera (3.3%)) от рецензирани от специалисти и правителствени проучвания. Включени са двете стойности LC50 и ED50. Острата и хронична токсичност на неоникотиноидите варира значително при различните водни безгръбначни от шестте наблюдавани разряда (Фигура 12). Като цяло, насекомите са по-чувствителни от ракообразните, по-специално еднотелци/Ephemeroptera, ручейници/Trichoptera и двукрили/Diptera (мухи, по-специално мушици, хиرونимиди/Chironomidae) са силно чувствителни.

Използвана в 34 от 214-те места за токсичност (16%), водната бълха *Daphnia magna* е била един от най-често използваните организми. Нейната широка употреба се дължи на използването ѝ като глобален стандарт на индустрията (82%) за химични тестове (Sánchez-Bayo 2006). Демонстрира големи вариации в чувствителността към неоникотиноидите, но средната стойност L[E]C50 е най-малко два до три пъти по-голяма, отколкото при всички други тестови безгръбначни групи (Фигура 12). Това е подчертано от няколко автора (напр. Beketov and Liess 2008), които твърдят, че поради ниската чувствителност на *Daphnia magna* към неоникотиноиди, трябва различен организъм, например такъв от двукрилите да бъде избран при провеждане на тестове с този



Фиг. 12. Скала на неоникотиноидна токсичност (LC50: 24–96 h в $\mu\text{mol/L}$, включвайки както смъртоносни, така и сублетални стойности) сред всички изследвани водни безгръбначни. За пример, три от най-често изпитваните видове (бели редове) от разред на водни бълхи (*Daphnia magna*), Мамарци (*Gammarus pulex*) и Двукрили (*Chironomus dilutus*), са показани, за да илюстрират разликите в чувствителността между видовете. Вертикалните линии в схемата означават средни геометрични тестови стойности. Концентрациите са дадени като моларни еквиваленти $\mu\text{mol/L}$, за да бъдат стандартизирани разликите в променливата на молекулното тегло на неоникотиноидите. Обратните превръщания до концентрации в $\mu\text{g/L}$ (ppb) могат да бъдат получени чрез умножаване на моларната концентрация по моларната маса на неоникотиноидни съединение. Възпроизведено от Morrissey et al. 2015.

клас пестициди. Това е илюстрирано от последното изследване за изчисляване на LC50 стойности при редица водни безгръбначни, които не са били включени в данните на Morrissey. De Perre et al. (2015) не намират вероятност за смъртоносно или сублетално въздействие на клотианидин върху *Daphnia magna* при концентрации от над 500 $\mu\text{g/L}$. В сравнение, *C. Dilutus* показва EC50 ефекти при 1.85 $\mu\text{g/L}$ и LC50 ефекти при 2.32 $\mu\text{g/L}$, в съответствие с предишни заключения (Фигура 12).

Kunse et al. (2015) също изследва въздействие на неоникотиноиди върху подобния *C. riparius*. Първите ларви на мушичката са били изложени на тиаклоприд и имidakлоприд за количества на 50% от докладваните в литературата LC50 96-Н стойности, съответстващи на 2.3 mg/L за тиаклоприд и 2.7 mg/L за имidakлоприд. 3-дневните ларви са били изложени на поэтапни концентрации в продължение на 1 час, след което са били прехвърлени в чиста вода и са били оставени да се развиват нормално. Едночасовото излагане на тиаклоприд значително намалява процента оцелели ларви в зряла възраст – от 94% на 68%. И все пак, при имidakлоприд или при комбинация на тиаклоприд и имidakлоприд не се забелязва значи-

телно влияние. Не са установени разлики в нивата на популациите при зрелите яйца.

Тези скорошни проучвания, заедно с данните от изследванията на Morrissey et al., потвърждават, че ларвите на насекоми във водна среда са най-чувствителни към неоникотиноиди. Morrissey et al. стигат до заключението, че излагането на продължителни неоникотиноидни концентрации от над 0,035 $\mu\text{g/L}$ или силни концентрации от над 0,200 $\mu\text{g/L}$ могат да се отразят на най-чувствителните водни безгръбначни видове. Този извод е в съответствие със стойността, предложена от Vijver and van der Brink (2014) за 0.013-0.067 $\mu\text{g/L}$ за имidakлоприд. Множество референтни стойности за качеството на водата са били публикувани от правителствени регулаторни органи и независими научни изследователи в Европа и Северна Америка (Таблица 8). Повечето от тези проучвания са базирани върху оценки единствено на имidakлоприд. Стойностите за приемливите дългосрочни концентрации варират в три степени от 0,0083 $\mu\text{g/L}$ в Холандия (RIVM 2014; Smit et al. 2014) до 1,05 $\mu\text{g/L}$ в САЩ. Съществува значителна разлика в използваните методики за изчисляване на тези референтни стойности. Например, стой-



Еднодневка *Palingenia longicauda* на повърхността на водата
© Ingo Arndt / NPL

ността на Американската агенция за опазване на околната среда вероятно е базирана на резултатите от *D. magna*, вид, за който е известно, че има относително по-ниска чувствителност към неоникотиноидите (Morrissey *et al.* 2015).

Текущите нива на неоникотиноиди във водните местообитания редовно надхвърлят този праг. Morrissey *et al.* провеждат 29 изследвания в девет страни и намират средни стойности на концен-

трации в повърхностните води от 0.130 µg/L (73.6%, 14/19 изследвания с праг над 0.035 µg/L) при средна геометрична стойност на концентрации в повърхностните води от 0.630 µg/L (81.4% 22/27 изследвания с праг над 0.200 µg/L). Изследвания, публикувани след 2015 г., които не са включени в прегледа на Morrissey, също докладват за средните неоникотиноидни нива над този праг (виж част 2.2.2). Qi *et al.* (2015) и Sadaria *et al.* (2016) докладват нива на неоникотиноиди над допустимия

прага при вливащи се отпадъчни и отточни води от преработвателни предприятия в Китай и САЩ. Benton *et al.* (2015) докладват за средни и завишени стойности имidakлоприд в речните потоци на Апалачите в САЩ. Противоположно на преположенията, са открити ниски средни нива на неоникотиноиди в застоялите води и водните канали на обработваемата земя в Онтарио, Канада (Schaafsma *et al.* 2015) и влажните зони на Айова, САЩ (Smalling *et al.* 2015). Perre *et al.* (2015) намират максимални концентрации клотианидин (0,060 µg/L) в подпочвени води на царевични полета, малко след засаждане на културите. В национален мащаб, проучване на Hladik and Kolpin (2016) установява средноаритметични неоникотиноидни концентрации в потоци из цялата територия на САЩ, които са твърде близо под опасния праг от 0,030 µg/L. Въпреки това, максималната концентрация е 0,425 µg/L. Székács *et al.* (2015) също извършват национално проучване върху унгарските речни корита, намирайки клотианидин в концентрации от 0.017-0.040 µg/L и тиаметоксам в концентрации от 0.004-0.030 µg/L. Най-високи концентрации от 10-41 µg/L, са открити само във временни плитки водоеми след дъжд в началото на лятото.

Комбинирането на тези скорошни проучвания с тези, които са включени в публикацията на Morrissey от 2015 г., дават общо 65,3% от изследванията (17/26), докладващи средни неоникотиноидни концентрации от над 0.035 µg/L хроничен праг и 73,5% от изследвания (25/34), докладващи за високи концентрации от над 0,200 µg/L. Броят на страните, които са проучени (Австралия, Бразилия, Канада, Китай, Унгария, Япония, Холандия, Швеция, Швейцария, САЩ и Виетнам), показва широко разпространено замърсяване на водни течения от вцеки тип, с нива на неоникотиноиди, които са вредни за чувствителните водни безгръбначни. Това е глобален проблем. Възможно е той да оказва значително влияние върху водното изобилие от насекоми и съответно върху наличието на храна за техните хищници (включително риби, птици и земноводни).

Таблица 8. Обобщение от публикувани екологични качествени референтни стойности за неоникотиноиди (имidakлоприд, освен в този презлед) в сладководни води за сравнение със средни (хронично или дългосрочно) и максимални (остро или върхово) концентрации на излагане. Референтните стойности са в низходящ ред. Възпроизведено от Morrissey *et al.* (2015)

Източник	Средна концентрация (µg/L)	Максимална концентрация (µg/L)	Обосновка
EPA (2014) САЩ	1.05	35.0	Показател за водна среда – неясна методология
CCME (2007) Канада	0.23		Приложени са EC15 стойности при най-чувствителния от двата сладководни вида, тествани при коефициент от 10
EFSA (2008) Европейски съюз		0.2	При 21-дневно проучване на немския микрокосмос, не се забелязва въздействие при концентрация (NOEC) (0.6 µg/L), коефициент 1-3 е бил приложен след експертно решение
RIVM (2008) Холандия	0.067		Максимално допустимата концентрация (MPC) на дългосрочно излагане, получена от най-ниската NOEC стойност при проучвания за продължителна токсичност с коефициент 10
Morrissey <i>et al.</i> (2015)	0.035	0.2	Нисък сигурен интервал от HC5 от SSD, генерирани с помощта на 137 остри (LC50) и 36 хронични (L [E] C50) теста за токсичност, имащи предвид всички неоникотиноидни съединения, премерени и стандартизирани към имidakлоприд и всички тестови видове
RIVM (2014) Холандия (Buij Smit <i>et al.</i> 2014)	0.0083		Актуализирана MPC на дългосрочно излагане, получена от дългосрочни проучвания, използващи чувствителността на разпространение при видовете (SSD) и рисковата концентрация (Hazard Concentration HC5) приложени към стойности NOEC/LC10/EC10 с приложен коефициент 3
Mineau and Palmer (2013)	0.0086 или 0.029		По-високият от двата емпирично-определени остро-хронични коефициента, приложени към най-чувствителния от 8 водни вида, тествани към днешна дата; или HC5 на SSD, приложен посредством NOEC хронични проучвания върху 7 отделни и 1 събирателен вид

3.5 Чувствителност на птици и прилени към неоникотиноиди

Gibbons *et al.* (2015) правят преглед на преките и косвените ефекти от неоникотиноидите и фипронил върху гръбначни диви животни, включително бозайници, риби, птици, земноводни и влечуги. Налични са LD50 стойности за имдаклоприд, клотианидин и фипронил за 11 вида птици (Таблица 9). Има значителни разлики в смъртността от тези съединения при птиците, както между видовете птици, така и между видовете пестициди. Използвайки класификация на токсичността на Американската агенция за опазване на околната среда (US EPA (2012), виж легенда на Таблица 9), имдаклоприд варира от умерено токсичен до силно токсичен, клотианидин – от практически нетоксичен до умерено токсичен, а фипронил – от практически нетоксичен до силно токсичен.

Таблица 9. Единична доза LD50 за видове птици (mg/kg, еквивалентни на ррт) за имдаклоприд, клотианидин и фипронил. Класификацията на токсичността следва US EPA (2012): PNT = на практика нетоксичен, ST = леко токсичен, MT = умерено токсичен, HT = силно токсичен, VHT = много силно токсичен. За птици: PNT >2,000, ST 501–2,000, MT 51–500, HT 10–50, VHT <10. Възпроизведено от Gibbons *et al.* (2015)

Видове	Пестицид	LD50	Препратка
Зеленоглава патица, <i>Anas platyrhynchos</i>	Имдаклоприд	283 (MT)	Fossen (2006)
Яребица, <i>Perdix perdix</i>	Имдаклоприд	13.9 (HT)	Anon (2012)
Масков вирджински пъгпъдж, <i>Colinus virginianus</i>	Имдаклоприд	152 (MT)	SERA (2005)
Японски пъгпъдж, <i>Coturnix japonica</i>	Имдаклоприд	31 (HT)	SERA (2005)
Скален гълъб, <i>Columba livia</i>	Имдаклоприд	25-50 (HT)	SERA (2005)
Домашно врабче, <i>Passer domesticus</i>	Имдаклоприд	41 (HT)	SERA (2005)
Канарче, <i>Serinus canaria</i>	Имдаклоприд	25-50 (HT)	SERA (2005)
Зеленоглава патица, <i>Anas platyrhynchos</i>	Клотианидин	>752 (ST)	European Commission (2005)
Масков вирджински пъгпъдж, <i>Colinus virginianus</i>	Клотианидин	>2,000 (PNT)	Mineau and Palmer (2013)
Японски пъгпъдж, <i>Coturnix japonica</i>	Клотианидин	423 (MT)	Mineau and Palmer (2013)
Зеленоглава патица, <i>Anas platyrhynchos</i>	Фипронил	2,150 (PNT)	Tingle et al. (2003)
Колхидски фазан, <i>Phasianus colchicus</i>	Фипронил	31 (HT)	Tingle et al. (2003)
Червен кеклик, <i>Alectoris rufa</i>	Фипронил	34 (HT)	Tingle et al. (2003)
Масков вирджински пъгпъдж, <i>Colinus virginianus</i>	Фипронил	11.3 (HT)	Tingle et al. (2003)
Скален гълъб, <i>Columba livia</i>	Фипронил	>2,000 (PNT)	Tingle et al. (2003)
Американска полска овесарка, <i>Spizella pusilla</i>	Фипронил	1,120 (ST)	Tingle et al. (2003)
Зебров амадина, <i>Taeniopygia guttata</i>	Фипронил	310 (MT)	Kitulagodage et al. (2008)



Женско обикновено (домашно) вrabче през пролетта, Англия, Обединеното кралство
© Nigel Bean / NPL

Много от тези изучавани видове са зърноядни и е възможно да се хранят със семена в период малко след сеитба. В зависимост от растителните видове и размера, третираните с неоникотиноиди семена могат да съдържат между 0.2-1 mg от активната съставка на всяко семе. Goulson (2013) изчислява, че зърноядна яребица с тегло 390 g ще трябва да консумира около пет царевични семена, шест семена от захарно цвекло или 32 маслодайни семена от рапица, за да получи номинални LD50. Въз основа на оценката на Американската агенция за опазване на околната среда, според която около 1% от засетите семена достигат до препоръчителната за сеитба гъстота за храна на гръбначни животни, Goulson изчислява, че това е достатъчен прием на третираните семена, засети с царевичка или рапица за LD50 до ~100 на хектар. Като се има предвид, че яребицата обикновено консумира около 25 грама семена на ден, има голям потенциал за поглъщане на неоникотиноиди от зърноядните птици. Въпреки това, няма проучвания, които да показват какво причинява на птиците консумацията на третираните семена в полетата или да определят количествено относителната консумация на третираните срещу нетретираните семена. Необходима е повече работа

в тази област, за да се разбере по-добре общото неоникотиноидно въздействие.

В допълнение към смъртоносното въздействие, няколко проучвания са установили сублетално въздействие на неоникотиноидите при поглъщането им от птиците (Таблица 10). Домашните вrabчета могат да станат некоординирани, да не могат да летят, а изследвания върху японския пъдпъдък и червения кеклик докладват за ДНК нарушения и намален имунитет. Много от тези опасни въздействия възникват при по-ниски концентрации от смъртоносната доза. Единишна перорална доза от 41 mg/kg имдаклоприд ще доведе до смърт при вrabчета, значително по-ниска доза (6 mg/kg) може да предизвика некоординирано поведение и неспособност то за летене (Soh 2001). Докато имдаклопридът е силно токсичен за японския пъдпъдък, с LD50 стойност от 31 mg/kg, хронична дневна доза от само 1 mg/kg/ден може да доведе до аномалии в тестисите, ДНК нарушения при мъжките и намален размер на ембриона, ако тези мъжки са заплодили женски, които не са били изложени на влияние (Tokumoto *et al.* 2013).

В допълнение към изследванията, прегледани от Gibbons *et al.*, достъпно е още едно допълнително проучване, което дава оценка за въздействието на неоникотиноиди, погълнати от птици. Lopez-Antia *et al.* (2015) хранят червен кеклик *Alectoris rufa* с третиран с имidakлоприд семена пшеница за период от 25 дни през есента и допълнително още 10 дни през пролетта, следвайки модела за зърнени култури в Испания. Първото третиране съдържаща семена, обработени с максималната препоръчвана доза, а при второто се имитира хранителен режим, съставен от 20% обработени семена. Обработените семена и при двете дозировки съдържат концентрации на имidakлоприд от 0.14-0.7 mg/g за доза. Тъй като в това проучване е използвана яребица с тегло 400 g, която консумира около 25 g семена дневно, предполага се, че ежедневно ще поглъща 8,8 и 44 mg/g, над LD50 за японския пъдпъдък (Таблица 9, SERA 2005).

Таблица 10. Други изследвания на преките ефекти на имidakлоприд, клотианидин и фипронил върху птици. Данните могат да се отнасят едновременно за остро или хронично влияние (на ген). Всички проучвания показват вредни ефекти за определена доза, с изключение на тези, маркирани с НЕ (никакъв ефект). Възпроизведено от Gibbons *et al.* (2015)

Видове	Ефект върху:	Имidakлоприд	Клотианидин	Фипронил	Източник и подробно влияние
Зеленоглава патица, <i>Anas platyrhynchos</i>	размножаване	16 mg/kg/ген	>35 mg/kg/ген (NE)		Адаптирано от Mineau and Palmer (2013); различни ефекти върху репродукцията
Домашна кокошка, <i>Gallus gallus domesticus</i>	растеж и развитие			37.5 mg/kg	Kitulagodage <i>et al.</i> (2011a); поведенчески нарушения в растежа на пилетата
Домашна кокошка, <i>Gallus gallus domesticus</i>	невроповеденчески			37.5 mg/kg	Kitulagodage <i>et al.</i> (2011a); поведенчески нарушения в растежа на пилетата
Червен кеклик, <i>Alectoris rufa</i>	преживяване	31.9-53.4 mg/kg/ген			Lopez-Antia <i>et al.</i> (2013); затруднено оцеляване на пилетата при ниска доза, и затруднено оцеляване на възрастните индивиди при висока доза
Червен кеклик, <i>Alectoris rufa</i>	размножаване	31.9 mg/kg/ген			Lopez-Antia <i>et al.</i> (2013); намалява броя на опложданията и затруднява оцеляването на пилетата
Червен кеклик, <i>Alectoris rufa</i>	имунотоксичност	53.4 mg/kg/ген			Lopez-Antia <i>et al.</i> (2013); намален имунитет
Масков вирджински пъдпъдък, <i>Colinus Virginianus</i>	размножаване		>52 mg/kg/day		Адаптирано от Mineau and Palmer (2013); различни въздействия върху възпроизводителността
Масков вирджински пъдпъдък, <i>Colinus Virginianus</i>	растеж и развитие	24 mg/kg/ген		11 mg/kgb	Адаптирано от Mineau and Palmer (2013); различни ефекти върху растежа bKitulagodage <i>et al.</i> (2011b); птиците са спрели да се хранят, съответно губят тегло
Японски пъдпъдък, <i>Coturnix japonica</i>	размножаване	1 mg/kg/ген			Tokimoto <i>et al.</i> (2013); тесникуларни аномалии; намаляване на дължината на ембриони, когато тези мъжки заплодяват женски, които не са били изложени на влияние
Японски пъдпъдък, <i>Coturnix japonica</i>	генотоксичност	1 mg/kg/ген			Tokimoto <i>et al.</i> (2013); повишено разкъсване в ДНК при мъжките
Домашно врабче, <i>Passer domesticus</i>	невроповеденчески	6 mg/kg			Сох (2001); намалена координация, неспособност да летят
Зебров амадина, <i>Taeniopygia guttata</i>	размножаване			>1 mg/kg	Kitulagodage <i>et al.</i> (2011a); намалява успеха при лопене



Лястовица *Hirundo rustica*, която храни малките си в гнездо, построено върху крушка, Англия, Обединеното кралство
© Stephen Dalton / NPL

Имдаклоприд във най-високи дози убива всички възрастни яребици за 21 дни. Първите смъртни случаи са настъпили за три дни. Смъртността при ниските дози и при контролните групи е значително по-ниска – 18,7% и 15,6% съответно. Тъй като всички яребици във високата доза загиват, въздействието върху размножаването е измерено само при третирането с ниска доза. При женските, изложени на ниски дози, се забелязват значително по-малки яйца, а времето до първото снасяне значително се повишава. Няма разлика в размера на яйцата, дебелината на черупката, процента на оплодени яйца и скоростта на излюпване. Няма забелязано влияние върху оцеляването на пилетата, растежа и съотношението на пола, между тези две групи. Тези резултати са в съответствие с предишни данни за смъртност (Таблица 9) и за сублеталното влияние (Таблица 10) на неоникотиноиди, които птиците консумират. Докато LD50 стойностите се различават в два порядъка от 11.3-2000 mg/kg, сублетални ефекти се наблюдават и в по-плътен набор от дози, в порядък между 1-53 mg/kg. Най-големият все още неизяснен въпрос остава определянето на точно количествено излагане на зърноядните птици към третиран с неоникотиноиди семена. Трудно е да се прецени ясно дали демонстрираното смъртоносно и сублетално въздействие се проявява и в популации на диви птици в полеви условия.

В допълнение към това въздействие, причинено от поглъщането на неоникотиноиди от обработени семена, популациите на птици също могат да бъдат засегнати от намаляване на безгръбначните за храна. Hallmann *et al.* (2014) използват данни за популацията на птиците от Нидерландската система за мониторинг на гнездящите птици – стандартизирана схема за въвеждане на данни, действаща от 1984 г. насам. Данни за качеството на повърхностните води също редовно са събирани в цяла Нидерландия, включително данни за нивата на имдаклоприд. Hallmann *et al.* сравняват повърхностни водни нива на имдаклоприд между 2003-2009 г. с тенденции в популациите на 15 вида птици, обитаващи обработваемите земи, които са насекомоядни по време на размножителния период, за да се направи оценка на хипотезата, че неоникотиноидите могат да причинят спад в популацията на птиците чрез намаляване наличието на безгръбначни за храна. Характерната средна скорост на растеж на по-

пулациите на птиците в обработваемите земи е значително отрицателно засегната от концентрацията на имдаклоприд. На ниво индивидуален вид – 14 от 15 вида птици показват отрицателна реакция към концентрации имдаклоприд, а 6 от 15 демонстрират значителна отрицателна реакция. Както е отбелязано в част 3.2, трудно е да се разграничи с точност влиянието на неоникотиноидите от въздействието на общата селскостопанска интензификация. Hallmann *et al.* се опитват да контролират алтернативните показатели за интензифициране, включително промени в земеползването, обработваеми земи и влагането на торове, но нивата на имдаклоприд остават значителен отрицателен вероятен причинител.

Единственото достъпно изследване, което разглежда количествени промени в наличието на безгръбначните за храна и изменения в съобществата на птиците след третиране с неоникотиноиди, е проведено в САЩ. Falcone and DeWald (2010) измерват безгръбначните в горите от канадска цуга в Тенеси, след като дърветата са били обработвани с имдаклоприд, за да се контролира вълнестия хермес по цугата *Adelges tsugae*. Третирането с имдаклоприд е имало значително отрицателно въздействие върху целевите полутвърдокрили и върху ларвите на пеперудите. Въпреки това, между третиранията не са установени спадове в гъстотата на насекомоядните птици. Директна съпоставка между това проучване и резултатите от Hallmann *et al.* 2014 е трудна поради изключително различните екологични условия. Вероятно съществуват голям брой необработени гори от канадска цуга за насекомоядните птици, в които те могат да намерят достатъчно храна. В един от районите с най-интензивно земеделие в света (в Нидерландия), неповлияните полуестествени местообитания са много ограничени и намаляването на хранителната база, причинено от използване на неоникотиноиди, би имало по-тежко въздействие.

Няма налични проучвания, които измерват ефекта на неоникотиноидите върху прилепи и тяхната популация. Изказани са предположения за връзката между употребата на неоникотиноиди и намаляващата популация на пеперуди в земеделските земи (Gilburn *et al.* 2015; Forister *et al.* 2016) и с оглед на екологичните сходства между пеперуди и молци е възможно съществуването на подобна

тенденция, въпреки че този въпрос все още не е проучен. Много видове прилепи се хранят с молци, така че е вероятно намалената популация на молците да повлияе и върху популацията на прилепите поради увеличаването на честотата на болести при прилепите, които са заболяли от синдрома на „белия нос“ например (причинен от гъбичките *Geotusces*), както в САЩ, така и в Европа. Те предполагат, че приемането на остатъци от неоникотиноиди чрез храната от насекоми отслабва имунната система на прилепите. Въпреки това, не са представени доказателства, които да показват наличието на остатъци от неоникотиноиди в молци или прилепи, преминаването на пестицидите през тези трофични нива, или че излагането на неоникотиноиди отслабва имунната система на прилепите, изразяващо се в повишени нива на гъбична инфекция. Твърдението на Mason *et al.* към момента не е потвърдено.

3.6 Синергичните ефекти от използването на допълнителни пестициди, заедно с неоникотиноиди

EFSA (2013a; 2013b; 2013c) прави оценки на риска от клотианидин, имidakлоприд и тиаметоксам и въздействието на тези пестициди върху пчелите. В полеви условия, множество неоникотиноиди, други инсектициди и пестициди като хербициди, и фунгициди, често се прилагат върху една и съща култура. Пчелите често биват изложени на комплексни смеси от пестициди – например, 19 вида пестициди са били открити в пчели, хванати в земеделската област на Колорадо (Hladik *et al.* 2016). Възможно е комбинацията от неоникотиноиди и други пестициди да има антагонистично (по-малко ефективно) добавъчен (събирателен) или синергичен (мултиплициращ) ефект. Morrissey *et al.* (2015) накратко изброяват известните примери за синергични ефекти между неоникотиноиди и други пестициди. Няколко примера са демонстрирани от самите пестицидни компании. Например, Bayer, демонстрират как комбинацията от клотианидин и фунгицид трифлуксиксробин води до 150-кратно увеличение на смъртността при ларви на бръмбар листожд от род *Phaedon*, отколкото само с клотианидин (Wachendorff-Neumann *et al.* 2012). Учени на Bayer също показват, че трети-

ране с 8000 ppb тиаклоприд и 8000 ppb клотианидин довели до нива на смъртност при популации на листна въшка съответно 25% и 0% след 6 дни. Комбинирането на двата пестицида е увеличило смъртността при насекомите на 98% (Andersch *et al.* 2010). Iwasa *et al.* (2004) доказват, че конкретно при пчелите комбинацията от тиаклоприд и фунгицид пропиконазол повишава токсичността на получената смес няколко стотин пъти. Освен доказването на синергични ефекти, направени са няколко оценки на риска за околната среда от неоникотиноиди в комбинация с други пестициди.

От 2013 г., редица проучвания изследват възможните синергични ефекти на неоникотиноидите. Няколко са съсредоточени върху взаимодействието между неоникотиноидите и фунгициди инхибиращи биосинтезата на ергостерол (ИБЕ) и тяхното въздействие върху пчелите. Biddinger *et al.* (2013) изучават взаимодействието между токсичността при контакт с ацетамиприд, имidakлоприд и фунгицид фенбуконазол (вещества, които почти не са токсични за пчели, освен в много високи концентрации), използвайки медоносна пчела (*A. mellifera*) и японска овощна пчела-зигар (*Osmia cornifrons*). Тези пестициди често се срещат заедно в продукти, които се използват в овощните градини. Дозите варират от 1.38-60 µg за пчела смес на имидоклоприд и фенбуконазол в съотношение 1:1 и 0.86-983 µg за пчела смес на ацетамиприд и фенбуконазол в съотношение 2:1. По отношение на стойностите на LD50, ацетамиприд и фенбуконазолната смес е ~5 пъти по-токсична от самостоятелното действие на ацетамиприд за медоносна пчела и ~2 пъти по-токсична от ацетамиприд за японската овощна пчела-зигар. Въпреки това, тези дози са изключително високи – 0.86 µg имидоклоприд на пчела, фенбуконазолна смес, равняваща се на 567.6 ng за пчела. Токсичност за медоносна пчела към имидоклоприд LD50 се изчислява на 81 ng/за пчела (част 3.1). Не е изненадващо, че тази доза е убила 85% от пчелите в това лечение. При тези нерелативно високи концентрации, не е ясно колко достовърни могат да бъдат резултатите.

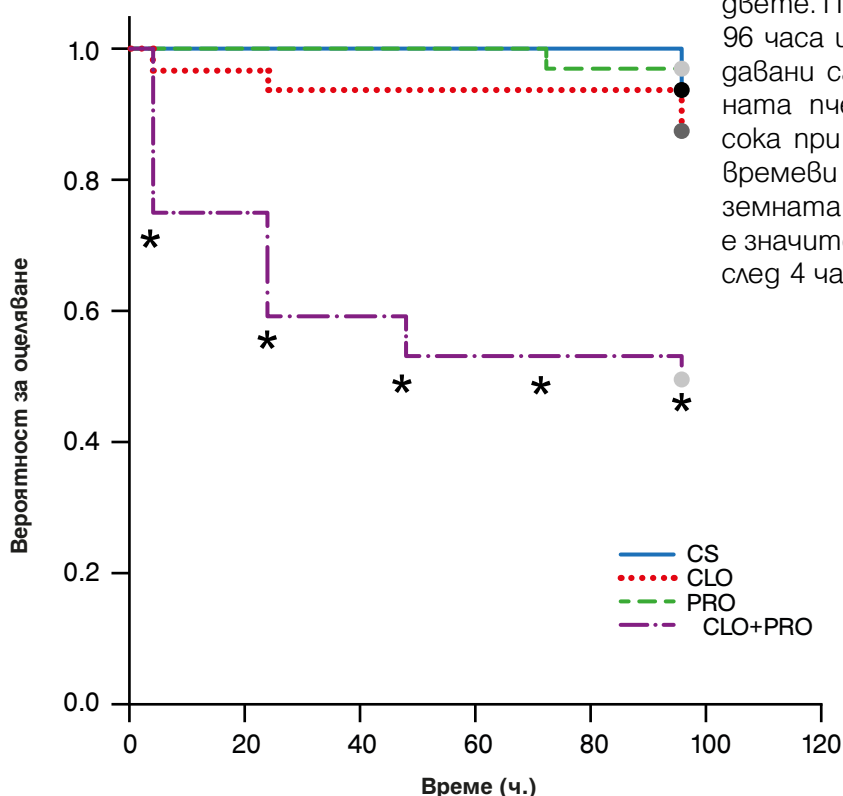
Thompson *et al.* (2014) изследват синергии между няколко фунгициди ИБЕ (флузилазол, пропиконазол, миклобутанил и тебуконазол) и набор от неоникотиноиди (клотианидин, тиаклоприд, имидоклоприд и тиаметоксам) върху медоносната пчела. От-

делни пестициди и смеси от един неоникотиноид и един фунгицид са приложени, както чрез контакт и поглъщане в концентрации, достатъчни да предизвикат смъртност при пчелите. Те са били наблюдавани за период от 96 часа. Нивата на LD50 стойностите са изчислени след 48 часа, след като смъртността не се е увеличила значително. Единици неоникотиноидни и фунгицидни дози показват сходна токсичност, както при предишни публикувани резултати. Няма отчетени индивидуално причинени токсични въздействия от фунгицид, дори в концентрации от 22.4 µg/ пчела.

За неоникотиноидни/фунгицидни смеси, неоникотиноидите са приложени с LD50 стойности, около 0.035-0.124 µg/пчела за клотианидин, имidakлоприд и тиаметоксам, и 122.4 µg/пчела за тиаклоприд (циано-заместени неоникотиноиди, които имат по-ниска токсичност за пчелите – част 3.1.1). Фунгициди се прилагат в дози от между 0.161 и 0.447 µg/пчела, в зависимост от конкретното съединение. Тези изчислени стойности са най-лошият сценарий въз основа на одобрените норми на приложение върху земеделски култури в Обединеното кралство. За тези смеси, коефициент на синергия се изчислява като – LD50 стойността на неоникотиноида е разделена на LD50 стойност-

та на неоникотиноида плюс фунгицидната смеси. Следователно, стойност от над едно обозначава смеси с по-голяма токсичност, а стойност под едно – с по-малка токсичност. Комбинации от фунгициди с тиаклоприд и клотианидин показват незначително взаимодействие за контактна токсичност, със средна синергия от съответно 0.30 и 1.07. При имidakлоприд и тиаметоксам стойностите са по-високи – съответно 1.53 и 2.02. При токсичност по орален път, тиаклоприд и имidakлоприд показват ниско взаимодействие от 0.60 и 0.48, докато взаимодействието при клотианидин и тиаметоксам е съответно по-високо – със стойности от 1.52 и 1.31. Само две комбинации показват значително взаимодействие, за контактна доза от тебуконазол и тиаметоксам с взаимодействие от 2.59 и за перорален прием на клотианидин и тебуконазол с взаимодействие от 1.90.

Sgolastra *et al.* (2016) изследват взаимодействието между клотианидин и фунгицида пропиконазол в три вида пчели – медоносна пчела, земна пчела и *O. bicornis*. Всеки пчелен вид е приел LD10 доза от клотианидин (0.86, 1.87 и 0.66 ng/пчела (виж част 3.1.1 за повече информация), несмъртоносна доза пропиконазол (7 µg/пчела), както и комбинация от двете. Пчелите са били наблюдавани за период от 96 часа и смъртността е количествена. Наблюдавани са някои синергични ефекти. За медоносната пчела, смъртността е значително по-висока при комбинираната доза през първите два времеви периода (4 и 24 часа). Смъртността при земната пчела, породена от комбинираната доза е значително по-висока в първия период от време, след 4 часа. *O. bicornis*, изложена на комбинацията



Фиг. 13. Кумулативна пропорция на оцелели женски *Osmia bicornis*, които са били изложени на контролиран разтвор (CS – разтвор от захарна вода с 3% ацетон), клотианидин (CLO – 0.63 ng/пчела), пропиконазол (PRO – 7 µg/пчела) и клотианидин плюс пропиконазол (CLO + PRO – 0.63 ng/пчела плюс 7 µg/пчела). Статистически значими синергични ефекти при различни периоди (4, 24, 48, 72, 96 часа) са отбелязани със звездичка.

от клотианидин и пропиконазол показва значително по-висока смъртност през всички периоди от време (Фигура 13).

Spurgeon *et al.* (2016) провеждат подобни на експериментите на Sgolastra *et al.*, като изследват ефекта от комбинацията на клотианидин и пропиконазол върху медоносната пчела, земната пчела и *O. bicornis*. За да се изчисли LC50 стойност, концентрациите на клотианидин са били различни, а концентрациите на пропиконазол са приведени до нула (ниска и висока доза). Ниската доза, взета от Панела на EFSA за продукти за растителна защита (2012), докладва за концентрации в околната среда, а високата доза е равна на 10 пъти концентрациите на ниска, като целта ѝ е да представи вероятността за най-лош сценарий, но не е ясно какви с точност са тези стойности. Смъртността се определя количествено в продължение на 48, 96 и 240 часа. За медоносната пчела, клотианидин LC50 стойностите, с и без пропиконазол, винаги са с не по-голям фактор от 2, без ясна негативна тенденция при по-високите концентрации на пропиконазол. За земната пчела, LC50 стойностите на клотианидин с пропиконазол са от порядъка 1.5 до 2 пъти по-ниски. За *O. bicornis*, клотианидин LC50 стойностите с пропиконазол са с негативна тенденция, до 2 пъти по-ниска, като концентрациите на пропиконазол се увеличават. Spurgeon *et al.* обобщават, че комбинацията от клотианидин и пропиконазол има малка синергична стойност за медоносната пчела и лека до умерена за земната пчела и *O. bicornis*.

В допълнително проучване, Thompson *et al.* (2014) показват, че приложената доза фунгицид е ключов

фактор, който установява неоникотиноидната токсичност, използвайки смеси от пропиконазол и тиаметоксам (Таблица 11). Авторите твърдят, че ниските равнища на значителни синергии между неоникотиноиди и фунгициди се дължат на по-ниския обхват на фунгицидните дози от 0.161-0.447 µg на пчела, в сравнение с 10 µg за пчела, стойност използвана от Iwasa *et al.* (2004) – ранно проучване, което демонстрира това взаимодействие. Стойности от 0.161-0.447 µg за пчела са изчислени като реалистичен най-лош сценарий, въз основа на остановените норми за приложение върху земеделски култури в Обединеното кралство. Въпреки това, данни, показващи истинската степен на разпространение и влияние на фунгициди върху свободно летиращи пчели, липсват. Докато изследвания като Sgolastra *et al.* (2016) показват ясно синергичния ефект между фунгициди и неоникотиноиди върху *O. bicornis*, използваната доза фунгицид е с повече от една идея по-голяма от тази, използвана от Thompson *et al.* Пчелите са последователно изложени на фунгициди от 40 вида, които са открити в цветен прашец, восък и нектар от медоносни пчели (Sánchez-Bayo and Goka 2014). При цветен прашец от земни пчели, който е съхраняван в техните гнезда, също са открити фунгициди при средни концентрации между 0.15-25 ppb (EBI фунгицид 0.15-17 ppb, David *et al.* 2016). Въпреки това, почти нищо не се знае за това как концентрациите, присъстващи в материал, събран от пчели, се превръщат в интензивна или хронична опасност за пчелите. Понастоящем, не е възможно да се коментира какви дози фунгицид представляват реалистична ситуация, на която пчелите в дивата природа могат да бъдат изложени.

Таблица 11. Сравнение на съотношението на пропиконазол към дозите на тиаметоксам и получената LD50 в контактни и перорални изследвания. Синергични коефициенти, отбелязани със * са значително по-различни. Възпроизведено от Thompson *et al.* (2014).

Контактна доза пропиконазол µg/пчела	Съотношение на фунгицид: тиаметоксам при контактна LD ₅₀ стойност	Контактна LD ₅₀ стойност тиаметоксам µg/пчела	Синергичен коефициент	Съотношение на фунгицид: тиаметоксам при перорална LD ₅₀ стойност	Перорална LD ₅₀ стойност тиаметоксам µg/пчела	Синергичен коефициент
0	-	0.0373	-	-	0.0641	-
0.0224	0.6	0.0288	1.3	0.349	0.0268	2.4
0.224	6	0.0247	1.5	3.49	0.0277	2.3
2.24	60	0.0134	2.8*	34.9	0.0265	2.4
22.4	600	0.0104	3.6*	349	0.00776	8.3*

В допълнение към работата върху пчелите, Кипсе *et al.* (2015) изследват ефекта от едновременно интервално излагане на имidakлоприд и тиаметоксам, на дгвчасово излагане на пиретроиди, делтаметрин и есфенвалерат в единични, двойни и комбинирани дози, за да се установи влиянието им върху развитието на комаровидната мушичка *C. riparius* (виж част 3.4 за повече подробности относно методология и концентрации). Повечето пестицидни третирания намаляват шансовете за оцеляване на ларвите, но не изглежда вредните ефекти да се увеличават от комбинациите на пестициди. Кипсе *et al.* заключават, че при ниски доза и период на прилагане, рискът от синергични или допълнителни ефекти е много нисък. Необходимо е много повече работа върху потенциалните синергични ефекти на пестицидите върху водните екосистеми.

Като цяло, тези проучвания подкрепят позицията, че неоникотиноидите могат да си взаимодействат синергично с фунгицидите, увеличавайки тяхното смъртно действие върху пчелите. Въпреки това, степента на дозата неоникотиноиди и фунгициди, времето на излагане, както и неоникотиноидния и фунгициден химичен клас и време след излагане са важни обяснителни фактори, които влияят върху това взаимодействие. Концентрацията на фунгицид, използван в лабораторни изследвания, се явява най-важният фактор, определящ смъртността. Фунгицидите редовно се пръскат върху цъфтящи култури по време на тяхния цъфтеж, предполагайки се, че тези съединения са безопасни за пчелите. Необходимо е допълнителна работа в тази област, за да се установят нивата на фунгицидно излагане за свободно-летищите пчели и възможното въздействие на неоникотиноидно-фунгицидните взаимодействия върху популациите им.

Проучванията до момента изследват единствено взаимодействия между двойки пестициди. Ясно е, че пчелите и други нецелеви организми, обитаващи обработваемите земи, периодично биват изложени на много по-сложни комбинации от пестициди, които ние няма как да пресъздадем. Например, хранителните продукти на медоносната и земната пчела често съдържат 10 или повече пъти повече пестициди (напр. David *et al.* 2016). Го-

лямо предизвикателство за учени и регулаторни органи е да се изследва как хроничното излагане на сложни смеси от неоникотиноиди и други химикали се отразява на дивата природа.



Пчелар с шепи мъртви
пчели в Германия
© Fred Dott / Greenpeace

04.

Заклучителни бележки

4.1 Напредък в научните разбирания и сравнение със знанията от 2013 г.

EFSA докладите за клотианидин, имidakлоприд и тиаметоксам са тясно специализирани, като се фокусират конкретно върху рисковете, които неоникотиноидите представляват за пчелите и почти всички данни от тях са на база влияние то им върху медоносната пчела. Обхватът на настоящия доклад е много по-широк и акцентът му пада върху неоникотиноидното присъствие в по-широк обсег на околната среда и възможните последици за много нецелеви организми. Просто сравнение с докладите на EFSA не е възможно, тъй като за повечето теми няма основа от съществуващи знания преди 2013 г. Въпреки това е възможно да коментираме изменения на база на научните данни от 2013 г. в сравнение с докладите на EFSA. Този метод не е официална оценка на риска за неоникотиноиди по начина, по който EFSA провеждат изследванията си. Той има за цел да обобщи как новите доказателства по темата променят разбирането ни за възможните рискове за пчелите – дали рискът сега е по-нисък, сходен или по-голям от този през 2013 г. Позицията се на докладите на EFSA от 2013 г., напредъкът във всяка област и неговото значение относно първоначалните оценки може да се обобщи по следния начин:

∞ Риск от излагане на въздействие от цветен прашец и нектар от третирани цъфтящи култури. Докладите на EFSA изчисляват типичното излагане от цъфтящи култури, третирани с неоникотиноиди при покриването

на семената. В момента, по тази тема има значително по-голямо количество информация, като повечето изследвания подкрепят изчисленияте стойности. За пчелите **рискът** от цъфтящи култури **е непроменен** в сравнение с доклада на EFSA от 2013 г.

∞ Риск от нецъфтящи култури и етапи на растеж преди цъфтене. Нецъфтящите култури са смятани за безопасни за пчелите. Няма нови изследвания, които да показват, че нецъфтящите култури представляват директна опасност за пчелите. **Рискът остава непроменен.**

∞ Риск от излагане на въздействие от посеви на третирани семена, последвано от пестицидна дифузия (пренос на неоникотиноиди от област с по-висока концентрация към област с по-ниска концентрация). Въпреки модификациите в технологиите за сеене, наличните изследвания предполагат, че пестицидната дифузия продължава да е факт и това е причина за интензивно излагане. **Рискът остава непроменен.**

∞ Риск от излагане на въздействие от гутационна течност. Позицията се на налични доказателства, това се смята за нискорисково излагане според EFSA 2013. Новата информация не променя тази позиция, така че **рискът остава непроменен.**

∞ Риск от излагане на въздействие и поемане на неоникотиноиди от неземеделски култури. Поемането на неоникотиноиди от неземеделски култури се смята за пренебрежително, въпреки че е идентифицирана недостатъч-

ност на информацията. От тогава, много изследвания демонстрират голямо поемане на неоникотиноиди и тяхното присъствие в прашеца, нектара и зелената маса на дивите растения. Най-общо се смята, че пчели, събиращи прашец от третирани с неоникотиноиди растения, са изложени на най-високите концентрации на неоникотиноиди, но немалки количества от неоникотиноиди присъстват в прашеца и нектара на дивите растения и този източник на излагане може да бъде много по-продължителен от периода на цъфтежа на растението. Рискът от излагането от нецелеви растения очевидно е **повишен**.

∞ Риск от излагане на въздействие от последващи култури (култури, които са засети след такива, обработени с неоникотиноиди). По този въпрос е регистрирана липса на достатъчно информация. Малко на брой изследвания са се занимавали с този въпрос, но тази област представлява някакъв риск, тъй като се знае, че неоникотиноидите имат потенциала да остават с години в почвата и могат да бъдат регистрирани няколко години след последната им употреба. Въпреки това, поради малкото налична информация по въпроса, **рискът се смята за непроменен**.

∞ Смъртоносен ефект от неоникотиноидите върху възрастните пчели. Допълнителни изследвания за токсичността на неоникотиноидите за медоносните пчели подкрепят оценките от EFSA 2013. Повече информация по въпроса за токсичността върху дивите пчели е публикувана и мета-анализът предполага подобен резултат. Справките по конкретни видове пчели е важно, но смъртоносният ефект на неоникотиноидите като цяло трябва да се смята за **непроменен риск**.

∞ Сублетални ефекти върху дивите пчели от неоникотиноидите. Разглеждането на сублеталните ефекти от EFSA е ограничено заради липсата на утвърдена методология за измерването на подобни ефекти. Регистрирана е недостатъчност на информацията. Излагането на въздействие от култури, обработвани с неоникотиноиди, доказано води до отрицателни ефекти върху дивите пчели. Полеви и лабораторни изследвания демонстрират отрицателни

те ефекти върху способността за търсене на храна и здравето на пчелите, използвайки неоникотиноидни концентрации, близки до тези, които се използват на практика.

Рискът е повишен.

В този контекст, изследванията проведени от 2013 г. насам предполагат, че неоникотиноидите представляват близък до по-висок риск за диви и одомашени пчели, в сравнение със заключенията от 2013 г. Оценката на риска през 2013 г. е била достатъчна за частична забрана на използването на неоникотиноиди върху цъфтящи култури. Имайки предвид новите доказателства, които потвърждават или развиват доказателствата за риска за пчелите, то е логично да се заключи, че настоящите научни доказателства подкрепят продължаването на мораториума и представляват повод да се обсъди и разширяване на обхвата на частичната забрана за използване на неоникотиноидите.

В допълнение към използването на неоникотиноидите върху цъфтящи култури, научните изследвания след 2013 г. показват, че неоникотиноидите мигрират и се натрупват в земеделски почви, водни корита и в неземеделска растителност. Където е направена оценка за концентрации, които биха могли да се отразят значително отрицателно върху нецелеви организми, са отчетени нива над допустимите определени прагове в множество селскостопанска ареали, които не са обработваеми.

Най-силно доказателство за това, може да се намери във водните басейни (както временни, така и постоянни) около земеделските площи. Въздействието на неоникотиноидите върху водните организми е най-лесно за определяне – чрез събиране на проби. Ако те присъстват във водната среда, за организмите е невъзможно да ограничат контакта си с тях. Оценка за излаганията на неоникотиноиди при пчелите е много по-трудна в реални условия, тъй като те зависят от множество фактори, които не се ограничават един друг: вида на цъфтящата култура; относителната атрактивност на културата, спрямо съществуващо разположение на друга храна за пчелите; вида на земеделската културата и нивата на освобождаване на неоникотиноиди в околната среда под формата на прах, след събиране на ре-

колтата; типа на почвата; съдържание на органични вещества и задържане на неоникотиноидна активна съставка; поемане на неоникотиноиди от заобикаляща растителност; събиране на цветен прашец и нектар от различни дивни растения, съдържащи различни нива на неоникотиноиди в различни части на годината.

В допълнение, дивите и одомашените пчели имат характерни черти като период на полет, флорални предпочитания и социална структура, различаващи се коренно между различните видове. Това се вижда ясно в трите най-често използвани и разглеждани вида – медоносна пчела, земна пчела и *O. bicornis*. Това е и причината да е много по-трудно да се получат точно измерими нива на неоникотиноидна токсичност. Въпреки това, всички по-горе споменати фактори са важни и това дава възможност да коментираме вероятните резултати на базата на средните нивата на излагане. Това се отнася със същата сила и за други видове освен за пчелите. Изследванията след 2013 г. значително променят нашето разбиране за ефекта на неоникотиноидите върху нецелевите организми в следните области:

- ∞ Нецъфтящи култури, третирани с неоникотиноиди могат да представляват риск за нецелевите организми, чрез увеличаване на смъртността на популациите на полезните хищници;
- ∞ Неоникотиноидите могат да се задържат в селскостопанските почви за няколко години, което води до хронично замърсяване и в някои случаи до натрупване във времето;
- ∞ Неоникотиноиди продължават да бъдат намирани в голям брой различни водни басейни, включително – канали, локви, езера, планински потоци, реки, временни водни зони, места със снеготопене, подпочвените води и в изтичащи води от пречиствателни станции;
- ∞ Изследвания върху чувствителността на водните организми към неоникотиноидите показват, че много водни видове насекоми са в пъти по-чувствителни към тези съединения от традиционните моделни видове организми, използвани при контролните изследвания за употребата на пестициди;

- ∞ Неоникотиноиди са открити в цветния прашец, нектар и листата на неземеделски култури в непосредствена близост до селскостопански полета. Това наблюдавано явление варира от тревисти плевели до многогодишна дървесна растителност. Това навява на мисълта, че може да се очаква нецелевите растителноядни насекоми и не-пчелни опрашители да бъдат изложени на неоникотиноиди. От особено значение са някои растения, засети в непосредствена близост до селскостопанските полета, специално, за да осигурят опазването на опрашителите;
- ∞ Взаимосвързани проучвания сочат връзка между употребата на неоникотиноиди в селскостопанските райони и показатели за популацията на пеперуди, пчели и насекомоядни птици в три различни страни.

4.2 Съществуващи пропуски и бъдещи изследвания

Въпреки многото изследвания извършени след 2013 г. върху неоникотиноидните пестициди и тяхното въздействие върху нецелевите организми, съществуват редица пропуски в наличните данни. Както бе посочено от Godfray *et al.* (2015) в актуализацията им върху съществуващата научна литература относно неоникотиноидите и насекомите опрашители: „Важно е да помним, че в изследванията ни има сериозни пропуски, заради които може да се направят различни заключения в зависимост от това на какво се придържа важност“. Този преглед не е предназначен да прави оценка на риска, а е преглед на напредъка в научните познания за рисковете за околната среда, каквито неоникотиноидите представляват.

За едно по-добро проучване относно влиянието на неоникотиноидите върху нецелевите организми, са необходими допълнителни изследвания в следните области:

- ∞ Въпреки, че въздействието на неоникотиноидите върху пчелите е сравнително добре изучено, съществуват малко данни за повече таксони/видове. Чувствителността на растителноядни видове-невредители и важни естествени врагове на вредителите са слабо проучени;

- ∞ Да бъде продължено подобряването на реалистичната оценка за излагането на неоникотиноиди и други пестициди в селскостопанските и неселскостопански площи за недостатъчно изучени таксони. Изводите от лабораторни изследвания, оценяващи смъртоносните и сублеталните последици от неоникотиноидите са неясни, без реална база за сравнение в реални условия. Най-оскъдни са данните за растителноядни, почвени насекоми, паразитни, хищни безгръбначни, зърноядни, насекомоядни и сухоземни гръбначни. В допълнение към чувствителността и излагането – движение на неоникотиноидите през хранителната верига е слабо проучено, с изключение на няколко изследвания в полеви условия, които показват принципа на разпространение. Някои автори свързат пряко неоникотиноидното влияние в хранителната верига с понижения в популацията при по-висшите организми, но съществуват малко данни по отношение на тези твърдения;
- ∞ Съществува набор от дългогодишни данни, които са показали неотдавнашен спад в популацията на различни таксони, с най-ясно изразени спадове след излагането им на неоникотиноиди. Въпреки, че тези проучвания са предположения сами по себе си, ефектите от общата селскостопанска интензификация и връзката на неоникотиноидните пестициди с нея, трябва да се проучат добре, ако искаме да разберем по-добре продължителните спадове при видовете и да обърнем тяхната посока;
- ∞ Възможни синергични и допълнителни ефекти на неоникотиноидите, употребени в комбинация с други пестициди, върху пчелите са все още слабо познати и почти нищо не се знае за техните ефекти върху други нецелеви таксони. Този проблем се усложнява от липсата на реални данни за различни активни съставки, върху различни таксони. Вероятно различните таксони ще приемат различни дози, в за-

висимост от тяхното взаимодействие със селскостопанската среда.

4.3 Заключение

Последните проучвания върху неоникотиноидите продължават да подобряват разбирането ни за това как тези съединения се движат през и продължават да съществуват в околната среда. Тези водоразтворими съединения не са ограничени само до земеделските култури, а проникват в повечето части на земеделските пейзажи, в които те се използват и в някои случаи достигат дори по-далеч – чрез водни пътища и оттичането им във водата. Реалистични лабораторни експерименти и полеви опити продължават да демонстрират, че остатъчните следи от неоникотиноиди могат да окажат смъртоносно и сублетално въздействие върху широк спектър от таксони. Оценката на риска от клотианидин, имidakлоприд и тиаметоксам от 2013 г. се фокусира върху техните ефекти върху пчелите, а нови изследвания подсилват аргументите за налагане на мораториум върху използването им, тъй като става ясно, че те представляват значителен риск и за много нецелеви организми. Като имаме предвид научните познания за това как неоникотиноидите се движат в околната среда, между всички видове култури, необходимо е спешно обсъждане на рисковете, произтичащи от тяхното използване върху нецелфтящи култури и неземеделски площи.



Пеперуди върху цвят в екологично пшенично поле
© Peter Caton / Greenpeace

Литература

- ∞ Alburaki, M., Boutin, S., Mercier, P-L., Loubier, Y., Chagnon, M. and Derome, N. (2015) Neonicotinoid-treated Zea mays seeds indirectly affect honeybee performance and pathogen susceptibility in field trials. PLoS One, 10, e0125790
- ∞ Alburaki, M., Cheaib, B., Quesnel, L., Mercier, P-L., Chagnon, M. and Derome, N. (2016) Performance of honeybee colonies located in neonicotinoid-treated and untreated cornfields in Quebec. Journal of Applied Entomology, in press
- ∞ Alaux, C., Brunet, J.-L., Dussaubat, C., Mondet, F., Tchamitchan, S., Cousin, M., Brillard, J., Baldy, A., Belzunces, L.P. and Le Conte, Y. (2010) Interactions between Nosema microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). Environmental Microbiology, 12, 774-782
- ∞ Andersch, W., Jeschke, P. and Thielert, W. (2010) Combination of methiocarb and one or more compounds selected from thiacloprid, thiamethoxam, acetamiprid, nitenpyram, and dinotefuran; effective animal pests control and for plant seed dressing. Google Patents. United States: Bayer CropScience AG
- ∞ Anderson, T.A., Salice, C.J., Erickson, R.A., McMurray, S.T., Cox, S.B. and Smith, L.M. (2013) Effects of landuse and precipitation on pesticides and water quality in playa lakes of the southern high plains. Chemosphere, 92, 84-90
- ∞ Anderson, J.C., Dubetz, C. and Palace, V.P. (2015) Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: A literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects. Science of the Total Environment, 505, 409-422
- ∞ Anon (2012) Addendum 7 to the draft assessment report; confirmatory data; imidacloprid. EU Commission
- ∞ Arce, A.N., David, T.I., Randall, E.L., Rodrigues, A.R., Colgan, T.J., Wurm, Y. and Gill, R.J. (2016) Impact of controlled neonicotinoid exposure on bumblebees in a realistic field setting. Journal of Applied Ecology, in press
- ∞ Arena, M. and Sgolastra, F. (2014) A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. Ecotoxicology, 23, 324-334
- ∞ Aufauvre, J., Biron, D.G., Vidau, C., Fontbonne, R., Roudel, M., Diogon, M., Vignes, B., Belzunces, L.P., Delbac, F. and Blot, N. (2012) Parasite-insecticide interactions: a case study of *Nosema ceranae* and fipronil synergy on honeybee. Scientific Reports, 2, 326
- ∞ Barbieri, R.F., Lester, P.J., Miller, A.S. and Ryan, K.G. (2013) A neurotoxic pesticide changes the outcome of aggressive interactions between native and invasive ants. Proceedings of the Royal Society B, 280, 20132157
- ∞ Beketov, M.A. and Liess, M. (2008) Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. Environmental Toxicology and Chemistry, 27, 461-470
- ∞ Benton, E.P., Grant, J.F., Mueller, T.C., Webster, R.J. and Nicholls, R.J. (2016) Consequences of imidacloprid treatments for hemlock woolly adelgid on stream water quality in the southern Appalachians. Forest Ecology and Management, 360, 152-158
- ∞ Biddinger, D.J., Robertson, J.L., Mullin, C., Frazier, J., Ashcraft, S.A., Rajotte, E.G., Joshi, N.K. and Vaughn, M. (2013) Comparative toxicities and synergism of apple orchard pesticides to *Apis mellifera* (L.) and *Osmia cornifrons*

(Radoszkowski). PLoS One, 8, e72587

- ∞ Blacquière, T., Smagghe, G., van Gestel, C.A.M. and Mommaerts, V. (2012) Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology*, 21, 973-992
- ∞ Bonmatin, J-M., Moineau, I., Charvet, R., Colin, M.E., Fleche, C. and Bengsch, E.R. (2005) Behaviour of imidacloprid in fields. Toxicity for honey bees. In: Lichtfouse E, Schwarzbauer J, Robert D (eds). *Environmental Chemistry*. Springer, Berlin. pp. 483-494
- ∞ Bonmatin, J-M., Marchand, P.A., Cotte, J.F., Aajoud, A., Casabianca, H., Goutailler, G. and Courtiade, M. (2007) Bees and systemic insecticides (imidacloprid, fipronil) in pollen: subnano quantification by HPLC/MS/MS and GC/MS. In: Del Re, A.A.M., Capri, E., Fragoulis, T.M. (eds) *Environmental fate and ecological effects of pesticide*. La Goliardica Pavese, Pavia, Italy, pp. 827-824
- ∞ Bonmatin, J-M., Giorio, C., Girolami, V., *et al.* (2015) Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 35-67
- ∞ Bortolotti, L., Sabatini, A.G., Mutinelli, F., Astuti, M., Lavazza, A., Piro, R., Tesoriero, D., Medrzycki, P., Sgolastra, F. and Porrini, C. (2009) Spring honeybee losses in Italy. *Julius-Kühn Archiv*. In: *Proceedings 10th international symposium ICP-BR bee protection group "Hazards of pesticides to bees"*, Bucharest, Romania, 8-10 Oct 2008, vol 423, pp 148-152
- ∞ Botías, C., David, A., Horwood, J., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Hill, E. and Goulson, D. (2015) Neonicotinoid residues in wildflowers, a potential route of chronic exposure for bees. *Environmental Science and Technology*, 49, 12731-12740
- ∞ Botías, C., David, A., Hill, E. and Goulson, D. (2016) Contamination of wild plants near neonicotinoid seed-treated crops, and implications for non-target insects. *Science of the Total Environment*, 566-567, 269-278
- ∞ Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (2007) *Canadian Water Quality Guidelines: Imidacloprid. Scientific Supporting Document*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg
- ∞ Carreck, N.L. and Ratnieks, F.W. (2014) The dose makes the poison: have "field realistic" rates of exposure of bees to neonicotinoid insecticides been overestimated in laboratory studies? *Journal of Apicultural Research*, 53, 607-614
- ∞ Cox, C. (2001) Insecticide factsheet: imidacloprid. *Journal of Pesticide Reform*, 21, 15-21
- ∞ Cresswell, J.E. (2011) A meta-analysis of experiments testing the effects of a neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees. *Ecotoxicology*, 20, 149-157
- ∞ Cresswell, J.E., Page, C., Uygun, M., *et al.* (2012) Differential sensitivity of honey bees and bumble bees to a dietary insecticide (imidacloprid). *Zoology*, 115, 365-371
- ∞ Cresswell, J.E., Robert, F-X.L., Florance, H. and Smirnoff, N. (2014) Clearance of ingested neonicotinoid pesticide (imidacloprid) in honey bees (*Apis mellifera*) and bumblebees (*Bombus terrestris*). *Pest Management Science*, 70, 332-337
- ∞ Cutler, G.C., Scott-Dupree, C.D., Sultan, M., McFarlane, A.D. and Brewer, L. (2014) A large-scale field study examining effects of exposure to clothianidin seed-treated canola on honey bee colony health, development, and overwintering success. *PeerJ*, 2, e652
- ∞ Cutler, G.C. and Scott-Dupree, C.D. (2014) A field study examining the effects of exposure to neonicotinoid seed-treated corn on commercial bumble bee colonies. *Ecotoxicology*, 23, 1755-1763
- ∞ David, A., Botías, C., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Rotheray, E.L., Hill, E.M. and Goulson, D. (2016) Widespread

contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops. *Environment International*, 88, 169-178

- ∞ Devillers, J., Decourtye, A., Budzinski, H., Pham-Delegue, M.H., Cluzeau, S. and Maurin, G. (2003) Comparative toxicity and hazards of pesticides to APIS and non-APIS bees. A chemometrical study. *SAR QSAR Environmental Research*, 14, 389-403
- ∞ Di Prisco, G., Cavaliere, V., Annoscia, D., Varricchio, P., Caprio, E., Nazzi, F., Gargiulo, G. and Pennacchio, F. (2013) Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 18466–18471
- ∞ Divley, G.P., Embrey, M.S., Kamel, A., Hawthorne, D.J. and Pettis, J.S. (2015) Assessment of chronic sublethal effects of imidacloprid on honey bee colony health. *PLoS One*, 10, e0118748
- ∞ Douglas, M.R. and Tooker, J.F. (2015) Large-scale deployment of seed treatments has driven rapid increase in use of neonicotinoid insecticides and preemptive pest management in U.S. field crops. *Environmental Science and Technology*, 49, 5088-5097
- ∞ Douglas, M.R., Rohr, J.R. and Tooker, J.F. (2015) Neonicotinoid insecticide travels through a soil food chain, disrupting biological control of non-target pests and decreasing soya bean yield. *Journal of Applied Ecology*, 52, 250-260
- ∞ Elston, C., Thompson, H.M. and Walters, K.M. (2013) Sub-lethal effects of thiamethoxam, a neonicotinoid pesticide, and propiconazole, a DMI fungicide, on colony initiation in bumblebee (*Bombus terrestris*) micro-colonies. *Apidologie*, 44, 563
- ∞ European Commission (EC) (2004a) Review report for the active substance acetamiprid
- ∞ European Commission (EC) (2004b) Review report for the active substance thiacloprid
- ∞ European Commission (EC) (2005) Review report for the active substance clothianidin
- ∞ European Commission (EC) (2006) Review report for the active substance thiamethoxam
- ∞ European Food Safety Authority (EFSA) (2008) Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance imidacloprid. *European Food Safety Authority Scientific Report*. European Food Safety Authority
- ∞ European Food Safety Authority (EFSA) (2013a) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance clothianidin. *European Food Safety Authority Journal*, 11, 3066
- ∞ European Food Safety Authority (EFSA) (2013b) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance thiamethoxam. *European Food Safety Authority Journal*, 11, 3067
- ∞ European Food Safety Authority (EFSA) (2013c) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance imidacloprid. *European Food Safety Authority Journal*, 11, 3068
- ∞ de Perre, C., Murphy, T.M. and Lydy, M.J. (2015) Fate and effects of clothianidin in fields using conservation practices. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34, 258-265
- ∞ Falcone, J.F. and DeWald, L.E. (2010) Comparisons of arthropod and avian assemblages in insecticide-treated and untreated eastern hemlock (*Tsuga canadensis* [L.] Carr) stands in Great Smoky Mountains National Park, USA. *Forest Ecology and Management*, 260, 856-863
- ∞ Feltham, H., Park, K. and Goulson, D. (2014) Field realistic doses of pesticide imidacloprid reduce bumblebee pollen foraging efficiency. *Ecotoxicology*, 23, 317-323

- ∞ Food and Environment Research Agency (FERA) (2013) Effects of neonicotinoid seed treatments on bumble bee colonies under field conditions. Sand Hutton, York YO41 1LZ <http://FERA.co.uk/ccss/documents/defraBumbleBeeReportPS2371V4a.pdf>
- ∞ Forister, M.L., Cousens, B., Harrison, J.G., *et al.* (2016) Increasing neonicotinoid use and the declining butterfly fauna of lowland California. *Biology Letters*, 12, 20160475
- ∞ Frewin, A.J., Schaafsma, A.W. and Hallett, R.H. (2014) Susceptibility of *Aphelinus certus* (Hymenoptera: Aphelinidae) to neonicotinoid seed treatments used for soybean pest management. *Journal of Economic Entomology*, 107, 1450-1457]
- ∞ Galvanho, J.P., Carrera, M.P., Moreira, D.D.O., Erthal, M., Silva, C.P. and Samuels, R.I. (2013) Imidacloprid inhibits behavioral defences of the leaf-cutting ant *Acromyrmex subterraneus subterraneus* (Hymenoptera:Formicidae). *Journal of Insect Behavior*, 26, 1-13
- ∞ Gibbons, D., Morrissey, C. and Mineau, P. (2015) A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 103-118
- ∞ Gilburn, A.S., Bunnefeld, N., Wilson, J.M., Botham, M.S., Brereton, T.M., Fox, R. and Goulson, D. (2015) Are neonicotinoid insecticides driving declines of widespread butterflies? *PeerJ*, 3, e1402
- ∞ Gill, R.J., Ramos-Rodriguez, O. and Raine, N.E. (2012) Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature*, 491, 105-108
- ∞ Gill, R.J. and Raine, N.E. (2014) Chronic impairment of bumblebee natural foraging behaviour induced by sublethal pesticide exposure. *Functional Ecology*, 28, 1459-1471
- ∞ Girolami, V., Marzaro, M., Vivan, L., Mazzon, L., Giorio, C., Marton, D. and Tapparo, A. (2013) Aerial powdering of bees inside mobile cages and the extent of neonicotinoid cloud surrounding corn drillers. *Journal of Applied Entomology*, 1-2, 35-44
- ∞ Godfray, H.C.J., Blacquière, T., Field, L.M., *et al.* (2014) A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B*, 281, 20140558
- ∞ Godfray, H.C.J., Blacquière, T., Field, L.M., *et al.* (2015) A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proceedings of the Royal Society B*, 282, 20151821
- ∞ Goulson, D. (2013) An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50, 977-987
- ∞ Goulson, D. (2015) Neonicotinoids impact bumblebee colony fitness in the field; a reanalysis of the UK's Food & Environment Research Agency 2012 experiment. *PeerJ*, 3, e854
- ∞ Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C. and Rotheray, E.L. (2015) Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides and lack of flowers. *Science*, 347, 1255957
- ∞ Graystock, P., Goulson, D. and Hughes, W.O.H. (2015) Parasites in bloom: flowers aid dispersal and transmission of pollinator parasites within and between bee species. *Proceedings of the Royal Society B*, 282, 20151371
- ∞ Gupta, S., Gajbhiye, V.T. and Gupta, R.K. (2008) Soil dissipation and leaching behavior of a neonicotinoid insecticide thiamethoxam. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 431-437
- ∞ Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Kroon, H. and Jongejans, E. (2014) Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511, 341-344

- ∞ Henry, M., Beguin, M., Requier, F., *et al.* (2012) A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science*, 336, 348-350
- ∞ Hilton, M.J., Jarvis, T.D. and Ricketts, D.C. (2015) The degradation rate of thiamethoxam in European field studies. *Pest Management Science*, 72, 388-397
- ∞ Hladik, M.L., Kolpin, D.W. and Kuivila, K.M. (2014) Widespread occurrence of neonicotinoid insecticides in streams in a high corn and soybean producing region, USA. *Environmental Pollution*, 193, 189-196
- ∞ Hladik, M.L., Vandever, M. and Smalling, K.L. (2016) Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *Science of the Total Environment*, 542, 469- 477
- ∞ Hladik, M.L. and Kolpin, D.W. (2016) First national-scale reconnaissance of neonicotinoid insecticides in streams across the USA. *Environmental Chemistry*, 13, 12-20
- ∞ Iwasa, T., Motoyama, N., Ambrose, J.T. and Roe, R.M. (2004) Mechanism for the differential toxicity of neonicotinoid insecticides in the honey bee, *Apis mellifera*. *Crop Protection*, 23, 371-378
- ∞ Jones, A., Harrington, P. and Turnbull, G. (2014) Neonicotinoid concentrations in arable soils after seed treatment applications in preceding years. *Pest Management Science*, 70, 1780-1784
- ∞ Laycock, I., Cotterell, K., O'Shea-Wheller, T.A. and Cresswell, J.E. (2014) Effects of the neonicotinoid pesticide thiamethoxam at field-realistic levels on microcolonies of *Bombus terrestris* worker bumblebees. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 100, 153-158
- ∞ Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F. and Mateo, R. (2013) Experimental exposure of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology*, 22, 125–138
- ∞ Lopex-Anita, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F. and Mateo, R. (2015) Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. *Environmental Research*, 136, 97-107
- ∞ Lu, Z., Challis, J.K. and Wong, C.S. (2015) Quantum yields for direct photolysis of neonicotinoids insecticides in water: implications for exposure to nontarget aquatic organisms. *Environmental Science and Technology*, 2, 188-192
- ∞ Kitulagodage, M., Astheimer, L.B. and Buttemer, W.A. (2008) Diacetone alcohol, a dispersant solvent, contributes to acute toxicity of a fipronil-based insecticide in a passerine bird. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71, 597-600
- ∞ Kitulagodage, M., Buttemer, W.A. and Astheimer, L.B. (2011a) Adverse effects of fipronil on avian reproduction and development: maternal transfer of fipronil to eggs in zebra finch *Taeniopygia guttata* and in ovoexposure in chickens *Gallus domesticus*. *Ecotoxicology*, 20, 653-660
- ∞ Kitulagodage, M., Isanhart, J., Buttemer, W.A., Hooper, M.J. and Astheimer, L.B. (2011b) Fipronil toxicity in northern bobwhite quail *Colinus virginianus*: reduced feeding behaviour and sulfone metabolite formation. *Chemosphere*, 83, 524-530
- ∞ Krupke, C.H., Hunt, G.J., Eitzer, B.D., Andino, G. and Given, K. (2012) Multiple route of pesticide exposure for honeybees living near agricultural fields. *PLoS One*, 7, e299268
- ∞ Kunce, W., Josefsson, S., Örborg, J. and Johansson, F. (2015) Combination effects of pyrethroids and neonicotinoids on development and survival of *Chironomus riparius*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122, 426-431
- ∞ Limay-Rios, V., Forero, G., Xue, Y., Smith, J., Baute, T. and Schaafsma, A. (2015) Neonicotinoid insecticide residues in soil dust and associated parent soil in fields with a history of seed treatment use on crops in southwestern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35, 303-310

- ∞ Long, E.Y. and Krupke, C.H. (2015) Intersections between neonicotinoid seed treatments and honey bees. *Current Opinion in Insect Science*, 10, 8-13
- ∞ Long, E.Y. and Krupke, C.H. (2016) Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. *Nature Communications*, 7, 11629
- ∞ Main, A.R., Headley, J.V., Peru, K.M., Michel, N.L., Cessna, A.J. and Morrissey, C.A. (2014) Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's Prairie Pothole Region. *PLoS One*, 9, e92821
- ∞ Main, A.R., Michel, N.L., Cavallaro, M.C., Headley, J.V., Peru, K.M. and Morrissey, C.A. (2016) Snowmelt transport of neonicotinoid insecticides to Canadian Prairie wetlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 215, 76-84
- ∞ Manzone, M., Balsari, P., Marucco, P. and Tamagnone, M. (2015) Potential external contamination of pneumatic seed drills during sowing of dressed maize seeds. *Pest Management Science*, 72, 1302-1308
- ∞ Mason, R., Tennekes, H., Sánchez-Bayo, F. and Jepsen, P.U. (2014) Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. *Journal of Environmental Immunology and Toxicology*, 1, 3-12
- ∞ Mineau, P. and Palmer, C. (2013) Neonicotinoid insecticides and birds: the impact of the nation's most widely used insecticides on birds. *American Bird Conservancy*
- ∞ Mommaerts, V., Reynders, S., Boulet, J., Besard, L., Sterk, G. and Smagghe, G. (2010) Risk assessment for side-effects of neonicotinoids against bumblebees with and without impairing foraging behaviour. *Ecotoxicology*, 19, 207-215
- ∞ Mogren, C.L. and Lundgren, J.G. (2016) Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. *Scientific Reports*, 6, 29608
- ∞ Morrissey, C.A., Mineau, P., Devries, J.H., Sánchez-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M.C. and Liber, K. (2015) Neonicotinoid contamination of global surfacewaters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International*, 74, 291-303
- ∞ Mörtl, M., Kereki, O., Darvas, B., Klátyik, S., Vehovszky, A., Gyóri, J. and Székács, A. (2016) Study on soil mobility of two neonicotinoid insecticides. *Journal of Chemistry*, 2016, 4546584
- ∞ Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., *et al.* (2014) European Red List of bees. Luxembourg: Publication Office of the European Union
- ∞ Nuytens, D., Devarrewaere, W., Verboven, P. and Foqué, P. (2013) Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. *Pest Management Science*, 69, 564-575
- ∞ Pecenka, J.R. and Lundgren, J.G. (2015) Non-target effects of clothianidin on monarch butterflies. *Science of Nature*, 102, 19
- ∞ Peña, A., Rodríguez-Liébana, J.A. and Mingorance, M.D. (2011) Persistence of two neonicotinoid insecticides in wastewater, and in aqueous solutions of surfactants and dissolved organic matter. *Chemosphere*, 84, 464-470
- ∞ Pesticide properties database (PPDB) (2012) Pesticide properties database. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>
- ∞ Pettis, J., vanEngelsdorp, D., Johnson, J. and Dively, G. (2012) Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen *Nosema*. *Naturwissenschaften* 99, 153-158
- ∞ Pilling, E., Campbell, P., Coulson, M., Ruddle, N. and Tornier, I. (2013) A four-year field program investigating long-term effects of repeated exposure of honey bee colonies to flowering crops treated with thiamethoxam. *PLoS One*, 8, e77193

- ∞ Pisa, L.W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., *et al.* (2015) Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 68-102
- ∞ Pistorius, J., Bischoff, G., Heimbach, U. and Stähler, M. (2009) Bee poisoning incidents in Germany in spring 2008 caused by abrasion of active substance from treated seeds during sowing of maize. In: Proceedings “Hazards of pesticides to bees—10th international symposium of the ICP-bee protection group”. *Julius-Kühn Archiv* 423:118–126
- ∞ Placke, F.J. (1998a) Long-term soil dissipation study with Zelmone 350 FS in Great Britain following deed dressing of winter barley. Draft assessment report (DAR)—public version—Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance imidacloprid. Vol 3, Annex B, B8. European Food Safety Authority, Parma, Italy, pp 637–642
- ∞ Placke, F.J. (1998). Long-term soil dissipation study with Confidor 70WG in apple orchards in Germany following spray application. Draft assessment report (DAR)—public version—Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance imidacloprid. Vol 3, Annex B, B8. European Food Safety Authority, Parma, Italy, pp 630–637
- ∞ Pohorecka, K., Skubida, P., Semkiw, P., *et al.* (2013) Effects of exposure of honey bee colonies to neonicotinoid seed-treated maize crops. *Journal of Apicultural Science*, 57, 199-208
- ∞ Qi, W., Singer, H., Berg, M., Müller, B., Pernet-Coudrier, B., Liu, H. and Qu, J. (2015) Elimination of polar micropollutants and anthropogenic markers by wastewater treatment in Beijing, China. *Chemosphere*, 119, 1054-1061
- ∞ Reetz, J.E., Schulz, W., Seitz, W., Spittler, M., Zühlke, S., Armbruster, W. and Wallner, K. (2015) Uptake of neonicotinoid insecticides by water foraging honey bees (Hymenoptera: Apidae) through guttation fluid of winter oilseed rape. *Journal of Economic Entomology*, 109, 31-40
- ∞ RIVM (2008) Environmental Risk Limits for Imidacloprid. In: Posthuma-Doodeman C.J.A.M. (Ed.), National Institute for Public Health and the Environment Bilthoven, Netherlands
- ∞ Rolke, D., Persigehl, M., Peters, B., Sterk, G. and Blenau, W. (2016) Large-scale monitoring of effects of clothianidin-dressed oilseed rape seeds on pollinating insects in northern Germany: residues of clothianidin in pollen, nectar and honey. *Ecotoxicology*, 25, 1691
- ∞ Rundlöf, M., Andersson, G.K.S., Bommarco, R., *et al.* (2015) Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, 521, 77-80
- ∞ Sadaria, A.M., Supowit, S.D. and Halden, R.U. (2016) Mass balance assessment for six neonicotinoid insecticides during conventional wastewater and wetland treatment: nationwide reconnaissance in United States wastewater. *Science of the Total Environment*, 50, 6199- 6206
- ∞ Samson-Robert, O., Labrie, G., Chagnon, M. and Fournier, V. (2014) Neonicotinoid-contaminated puddles of water represent a risk of intoxication for honeybees. *PLoS One*, 9, e108443
- ∞ Sánchez-Bayo, F. (2006) Comparative acute toxicity of organic pollutants and reference values for crustaceans. I. Branchiopoda, Copepoda and Ostracoda. *Environmental Pollution*, 139, 385- 420
- ∞ Sánchez-Bayo, F. and Hyne, R.V. (2014). Detection and analysis of neonicotinoids in river waters – development of a passive sampler for three commonly used insecticides. *Chemosphere*, 99, 143-151
- ∞ Sánchez-Bayo, F. and Goka, K., (2014) Pesticide residues and bees – a risk assessment. *PLoS One*, 9, e94482
- ∞ Sánchez-Bayo, F., Goulson, D., Pennacchio, F., Nazzi, F., Goka, K. and Desneux, N. (2016) Are bee diseases linked to pesticides? A brief review. *Environment International*, 89-90, 7-11

- ∞ Sandrock, C., Tanadini, L.G., Pettis, J.S., Biesmeijer, J.C., Potts, S.G. and Neumann, P. (2014) Sublethal neonicotinoid insecticide exposure reduces solitary bee reproductive success. *Agricultural and Forest Entomology*, 16, 119-128
- ∞ Santos, A., Oliveira, B.L. and Samuels, R.I. (2007) Selection of entomopathogenic fungi for use in combination with sub-lethal doses of Imidacloprid. *Mycopathology*, 163, 233-240
- ∞ Schaafsma, A., Limay-Rios, V., Baute, T., Smith, J. and Xue, Y. (2015) Neonicotinoid Insecticide residues in surface water and soil associated with commercial maize (corn) fields in southwestern Ontario. *PLoS One*, 10, e0118139
- ∞ Schaafsma, A., Limay-Rios, V., Xue, Y., Smith, J. and Baute, T. (2016) Field-scale examination of neonicotinoid insecticide persistence in soils as a result of seed treatment use in commercial maize (corn) fields in southwestern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35, 295-302
- ∞ Scholer, J. and Krischik, V. (2014) Chronic exposure of imidacloprid and clothianidin reduce queen survival, foraging, and nectar storing in colonies of *Bombus impatiens*. *PLoS One*, 9, e91573
- ∞ Selim, H.M., Jeong, C.Y. and Elbana, T.A. (2010) Transport of Imidacloprid in soils: miscible displacement experiments. *Soil Science*, 175, 375-381
- ∞ Syracuse Environmental Research Associate (SERA) (2005) Imidacloprid—human health and ecological risk assessment – final report. Report from Syracuse Environmental Research Associates to USDA, Forest Service
- ∞ Sgolastra, F., Medrzycki, P., Bortolotti, L., *et al.* (2016) Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Management Science*, in press
- ∞ Simon-Delso, N., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., *et al.* (2015) Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 5-34
- ∞ Smalling, K.L., Reeves, R., Muths, E., Vandever, M., Battaglin, W.A., Hladik, M.L. and Pierce, C.L. (2015) Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture. *Science of the Total Environment*, 502, 80-90
- ∞ Smit, C.E., Posthuma-Doodeman, C.J.A.M., Van Vlaardingen, P.L.A. and De Jong, F.M.W. (2014) Ecotoxicity of imidacloprid to aquatic organisms: derivation of water quality standards for peak and long-term exposure. *Human and Ecological Risk Assessment*. <http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2014.964071>.
- ∞ Spurgeon, D., Hesketh, H., Lahive, E., *et al.* (2016) Chronic oral lethal and sub-lethal toxicities of different binary mixtures of pesticides and contaminants in bees (*Apis mellifera*, *Osmia bicornis* and *Bombus terrestris*). EFSA supporting publication 2016:EN-1076
- ∞ Stanley, D.A., Garratt, M.P.D., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Potts, S.G. and Raine, N.E. (2015) Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature*, 528, 548-550
- ∞ Stanley, D.A. and Raine, N.E. (2016) Chronic exposure to a neonicotinoid pesticide alters the interactions between bumblebees and wild plants. *Functional Ecology*, 30, 1132-1139
- ∞ Sterk, G., Peters, B., Gao, Z. and Zumkier, U. (2016) Large-scale monitoring of effects of clothianidin-dressed OSR seeds on pollinating insects in Northern Germany: effects on large earth bumble bees (*Bombus terrestris*). *Ecotoxicology*, 25, 1666-1678
- ∞ Stewart, S.D., Lorenz, G.M., Catchot, A.L., *et al.* (2014) Potential exposure of pollinators to neonicotinoid insecticides from the use of insecticide seed treatments in the mid-southern United States. *Environmental Science and Technology*, 48, 9762, 9769

- ∞ Switzer, C.M. and Combes, S.A. (2016) The neonicotinoid pesticide, imidacloprid, affects *Bombus impatiens* (bumblebee) sonication behavior when consumed at doses below the LD50. *Ecotoxicology*, 25, 1150-1159
- ∞ Székács, A., Mörtl, M. and Darvas, B. (2015) Monitoring pesticide residues in surface and ground water in Hungary: surveys in 1990–2015. *Journal of Chemistry*, 2015, 717948
- ∞ Szczepaniec, A., Creary, S.F., Laskowski, K.L., Nyrop, J.P. and Raupp, M.J. (2011) Neonicotinoid insecticide imidacloprid causes outbreaks of spider mites on elm trees in urban landscapes. *PLoS One*, 6, e20018
- ∞ Thompson, H.M., Fryday, S.L., Harkin, S. and Milner, S. (2014) Potential impacts of synergism in honeybees (*Apis mellifera*) of exposure to neonicotinoids and sprayed fungicides in crops. *Apidologie*, 45, 545-553
- ∞ Thuyet, D.Q., Watanabe, H. and Motobayashi, T. (2011) Effect of formulations and treatment methods of nursery boxes applied with insecticide on the behavior of imidacloprid in rice paddy fields. *Journal of Pest Science*, 36, 9-15
- ∞ Tingle, C.C.D., Rother, J.A., Dewhurst, C.F., Lauer, S. and King, W.J. (2003) Fipronil: environmental fate, ecotoxicology and human health concerns. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 176, 1–66
- ∞ Tišler, T., Jemec, A., Mozetic, B. and Trebse, P. (2009) Hazard identification of imidacloprid to aquatic environment. *Chemosphere*, 76, 907-914
- ∞ Tokumoto, J., Danjo, M., Kobayashi, Y., *et al.* (2013) Effects of exposure to clothianidin on the reproductive system of male quails. *The Journal of Veterinary Medical Science*, 75, 755-760
- ∞ U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (2014) OPP Pesticide Toxicity Database. http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk_ders/aquatic_life_benchmark.htm
- ∞ Van Dijk, T.C., Van Staalduinen, M.A. and Van der Sluijs, J.P. (2013) Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PLoS One*, 8, e62374
- ∞ vanEngelsdorp, D., Speybroeck, N., Evans, J.D., *et al.* (2010) Weighing risk factors associated with bee Colony Collapse Disorder by classification and regression tree analysis. *Journal of Economic Entomology*, 103, 1517-1523
- ∞ Vidau, C., Diogon, M., Aufauvre, J., *et al.* (2011) Exposure to sublethal doses of fipronil and thiacloprid highly increases mortality of honeybees previously infected by *Nosema ceranae*. *PLoS One* 6, e21550
- ∞ Vijver, M.G. and van den Brink, J. (2014) Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid: a rebuttal and some new analyses. *PLoS One*, 9, e89837
- ∞ von Gunten, K. (2012) Photodegradation and sorption to Na-SAz clay, soil and pollen of the neonicotinoids acetamiprid, clothianidin, imidacloprid and thiacloprid. <https://www.yumpu.com/en/document/view/7393414/photodegradation-and-sorption-to-na-sazclay-soil-eth-zurich>
- ∞ Wachendorff-Neumann, U., Mauler-Machnik, A., Erdelen, C. and Ohtake, H. (2012) Synergistic mixture of trifloxystrobin and imidacloprid. Google patents. United States: Bayer Cropscience AG
- ∞ Wang, Y., Wu, S., Chen, L., Wu, C., Yu, R., Wang, Q. and Zhao, X. (2012) Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 88, 484-491
- ∞ Wang, L., Zeng, L. and Chen, J. (2015a) Sublethal effect of imidacloprid on *Solenopsis invicta* (Hymenoptera: Formicidae) feeding, digging, and foraging behaviour. *Environmental Entomology*, 44, 1544-1552
- ∞ Wang, L., Zeng, L. and Chen, J. (2015b) Impact of imidacloprid on new queens of imported fire ants, *Solenopsis invicta* (Hymenoptera: Formicidae). *Scientific Reports*, 5, 17938

- ∞ Whitehorn, P.R., O'Connor, S., Wackers, F.L. and Goulson, D. (2012) Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science*, 336, 351-352
- ∞ Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., Bullock, J.M., Roy, D.B., Garthwaite, D.G., Crowe, A. and Pywell, R.F. (2016) Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications*, 7, 12459
- ∞ Xing, Z.S., Chow, L., Rees, H., Meng, F.R., Li, S., Ernst, B., Benoy, G., Zha, T.S. and Hewitt, L.M. (2013) Influences of sampling methodologies on pesticide-residue detection in stream water. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64, 208-218
- ∞ Xu, T., Dyer, D.G., McConnell, L.L., Bondarenko, S., Allen, R. and Heinemann, O. (2016) Clothianidin in agricultural soils and uptake into corn pollen and canola nectar after multiyear seed treatment applications. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35, 311-321
- ∞ Yu, R.X., Wang, Y.H., Hu, X.Q., Wu, S.G., Cai, L.M. and Zhao, X.P. (2015) Individual and joint acute toxicities of selected insecticides against *Bombyx mori* (Lepidoptera: Bombycidae). *Journal of Economic Entomology*, 109, 327-333







„Грийнпийс“ е независима глобална организация, която работи за промяна на нагласите и поведението, с цел защита и опазване на околната среда и подкрепа на мира.

„Грийнпийс“ има 3 милиона поддръжници, офиси в над 40 страни и не приема дарения от правителства, Европейския съюз, бизнеса и политически партии.

„Неоникотиноидните пестициди и рисковете за околната среда: доклад за научните доказателства след 2013 г.“

Sussex University

Автори: Томас Ууд и Дейв Гулсън

Снимка на корицата: © Alffoto / iStockphoto

Дизайн: Juliana Devis

Докладът е публикуван през януари 2017г. от:

Greenpeace France

13 rue d'Enghien

75010 Paris

France

За повече информация:

greenpeace.bg

greenpeace.org

 **gpbulgaria**

 **Грийнпийс България**