

# **METAANALÝZA K PROBLEMATICE PESTICIDŮ V ZEMĚDĚLSTVÍ: Vliv na vody a další rizika**

---

Mgr. Pavel Rotter, Ph.D.

Text: Mgr. Pavel Rotter, Ph.D.

Grafická úprava a sazba: Kateřina Janatová

Redakce: Michaela Valentová, Jarmila Příbylová, Ester Dobiášová

Rok vydání: 2022

Hnutí DUHA – Friends of the Earth Czech Republic

Údolní 33, 602 00 Brno, Česká republika

+ 420 545 214 431

info@hnutiduha.cz

www.hnutiduha.cz

<https://tohlezeru.hnutiduha.cz/>

[www.facebook.com/HnutiDuha](https://www.facebook.com/HnutiDuha)

[www.twitter.com/HnutiDUHA](https://www.twitter.com/HnutiDUHA)



STÁTNÍ FOND  
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ  
ČESKÉ REPUBLIKY

**Společně pro zelenou Evropu**  
Podpořeno Norskem prostřednictvím  
Norských fondů.



# Obsah

|                                                                                                                           |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 1. Pesticidy a jejich spotřeba                                                                                            | 4   |
| 1.1. Základní pojmy                                                                                                       | 4   |
| 1.2. Dělení aktivních látek dle chemické charakteristiky                                                                  | 6   |
| 1.3. Látky problematické na základě toxikologických a ekotoxikologických indikátorů                                       | 13  |
| 1.4. Nebezpečnost reziduí identifikovaných v povrchových vodách                                                           | 16  |
| 1.5. Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) a pomocných prostředků (PP) v ČR                                         | 18  |
| 1.6. Spotřeba účinných látek s nejvyšším skóre nebezpečnosti<br>a spotřeba vztažená k nejvyšší doporučené aplikační dávce | 20  |
| 1.7. Odhad spotřeby účinných látek v rámci metodiky ÚKZÚZ                                                                 | 35  |
| 2. Rezidua ve složkách životního prostředí v ČR                                                                           | 36  |
| 2.1. Půda                                                                                                                 | 36  |
| 2.2. Voda                                                                                                                 | 42  |
| 3. Expozice necílových organismů pesticidy                                                                                | 59  |
| 3.1. Vliv pesticidů na zranitelné skupiny obyvatel                                                                        | 59  |
| 3.2. Rezidua v jídle dle Evropského úřadu pro bezpečnost potravin                                                         | 64  |
| 3.3. Vliv na volně žijící organismy a biodiverzitu                                                                        | 81  |
| 3.4. Co je potřeba změnit na systému hodnocení rizik pesticidů?                                                           | 89  |
| 4. Omezování spotřeby pesticidů                                                                                           | 91  |
| 4.1. Úvod                                                                                                                 | 91  |
| 4.2. Snižování spotřeby pesticidů – několik souvislostí                                                                   | 92  |
| 4.3. Cesty ke snižování spotřeby pesticidů                                                                                | 98  |
| 5. Závěrečná doporučení                                                                                                   | 105 |
| Zdroje                                                                                                                    | 111 |

# 1. Pesticidy a jejich spotřeba

## 1.1 Základní pojmy

Podle mezinárodní definice formulované komisí Kodex Alimentarius (Codex Alimentarius Commission – CAC) se jako pesticidy označují všechny sloučeniny nebo jejich směsi, určené pro prevenci, zničení, potlačení, odpuzení či kontrolu škodlivých organismů (tj. nežádoucích rostlin, mikroorganismů či živočichů) během produkce, skladování, transportu, distribuce a zpracování potravin, zemědělských komodit a krmiv a dále látky aplikované u zvířat proti ektoparazitům. Termín „pesticidy“ zahrnuje též sloučeniny používané jako desikanty, regulátory či stimulanty růstu a inhibitory klíčení aplikované na plodiny před nebo po jejich sklizni.

Aktivní látka = účinná látka, v textu používám jako synonyma, jedná se sloučeninu, jež je nositelkou efektu, kvůli němuž se příslušný přípravek na ochranu rostlin v zemědělství aplikuje.

Přípravky na ochranu rostlin jsou jednou z podskupin pesticidů, pod níž se ještě zařazují biocidní přípravky. Pesticidy jsou tedy jakýsi nadřazený pojem a mohou být obecně považovány za přípravky sloužící k ochraně před škodlivými organismy.

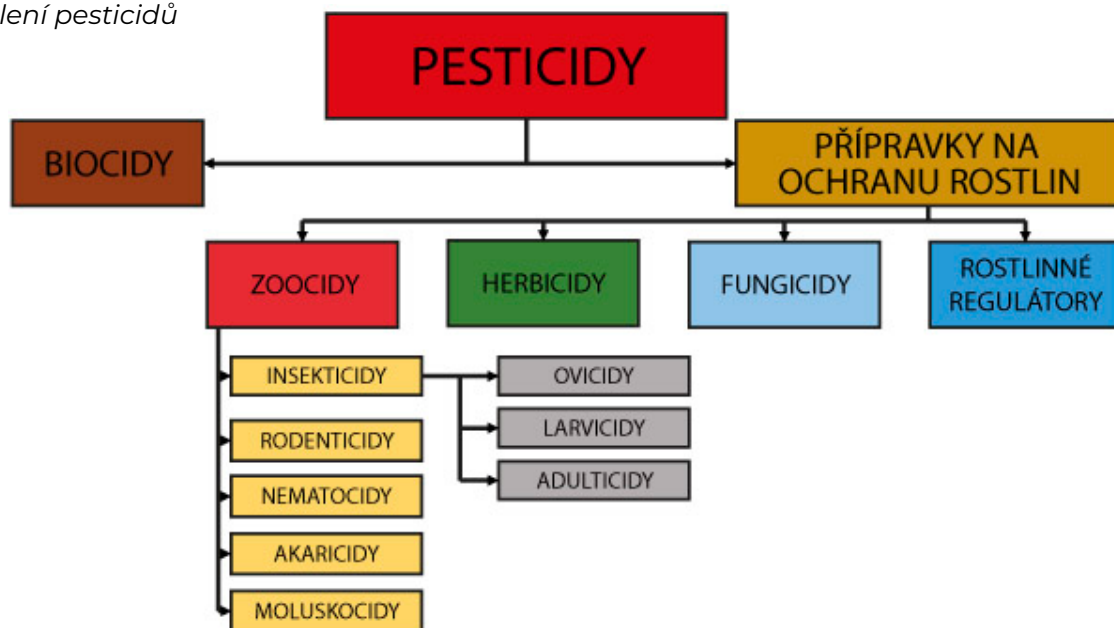
Biocidní přípravky jsou definované v nařízení EP a Rady o uvádění na trh a používání biocidních přípravků 2012/528/EU a v zákonu č. 120/2002 Sb., o uvádění biocidních přípravků a biocidních látek na trh. Jsou určeny k ochraně před škodlivými činiteli v komunální sféře (například pro ochranu staveb a materiálů proti škodlivým organismům, používají se i domácnostech, např. proti plísním, hmyzu, myším atd.). Nemohou být tedy využívány v zemědělství k ochraně rostlin nebo rostlinných produktů, i když mnohé z nich mají stejné účinné látky jako přípravky na ochranu rostlin.

Přípravky na ochranu rostlin jsou definované v nařízení EP a Rady (ES) č. 1107/2009 o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh. Jsou určeny k ochraně rostlin a rostlinných produktů před škodlivými činiteli a nemohou být používány v komunální sféře.

Rozdíl mezi přípravky na ochranu rostlin a biocidními přípravky bývá v některých případech opravdu minimální. Jeden příklad za všechny: Zemědělský podnik má sklad, který je využíván výhradně ke skladování zemědělských produktů (obilí, brambory apod.). K ochraně skladovaných produktů během skladování samotného nebo po vyskladnění mohou být používány pouze přípravky na ochranu rostlin. Pokud bude stejný sklad využíván k uskladnění krmiv nebo hnojiv, nemohou být již použity přípravky na ochranu rostlin, ale pouze biocidní přípravky.

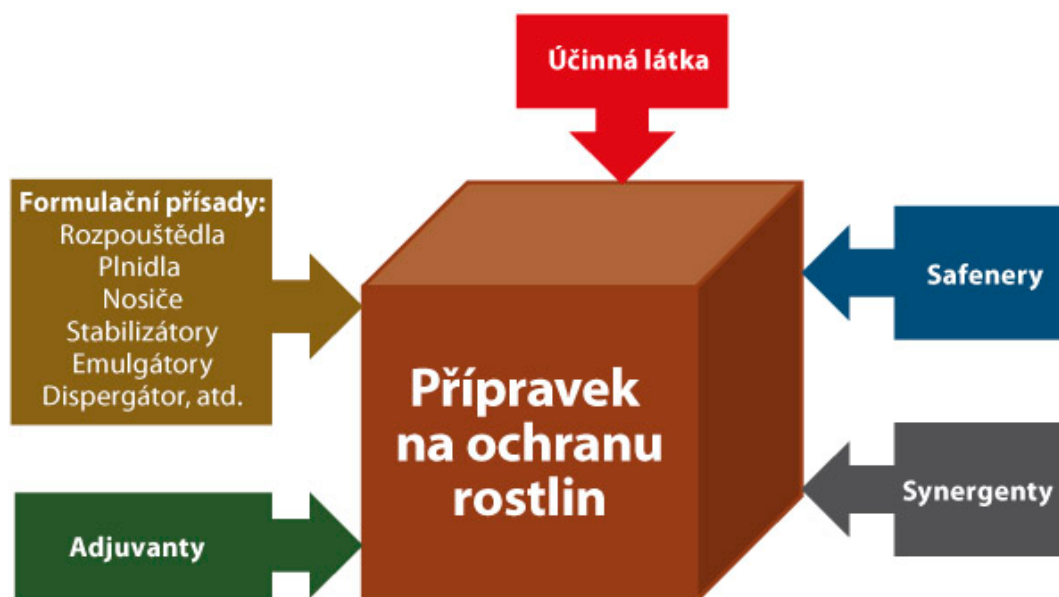


Obrázek 1:  
Dělení pesticidů



Převzato z <https://www.agromanual.cz/>

Obrázek 2:  
Základní složky obsažené v přípravku na ochranu rostlin



Převzato z <https://www.agromanual.cz/>

Na Obrázku 2 vystupují mimo účinné látky i tzv. pomocné prostředky. Pomocné prostředky jsou látky doplňující účinnou látku do formy, v níž je uváděna na trh a následně používána.

Dle českého odborného názvosloví bychom tedy pro pesticidní přípravky používané k ochraně rostlin měli používat termín přípravky na ochranu rostlin (POR). Vzhledem k tomu, že termín se často opakuje a v celém textu se snažíme minimalizovat používání zkratk, používáme v textu termín pesticidy. Pojem pesticid je tak v textu použit nejčastěji ve smyslu účinná látka z přípravku na ochranu rostlin. Pokud je někde termín pesticid použit jinak než ve smyslu přípravek na ochranu rostlin či jeho účinná látka, je na to upozorněno. Obecně se snažím maximálně hovořit o konkrétních látkách, které jsou součástí pesticidních přípravků, nejčastěji jako účinné látky.

Další pojmem občas používaným v textu je pojem škůdce. Precizně řečeno se často jedná o organismy, které se v přírodě přemnoží často vlivem zvýšené a snadno dostupné potravní nabídky, například velkých monokulturních lánů, a proto se stávají škůdci. Rovněž zde se vyhýbám delším opisům a používám termín škůdce, přestože to není zcela přesné.

V textu se pracuje rovněž s pojmem reziduum, čímž se myslí zbytek z přípravků na ochranu rostlin (nejčastěji jeho účinné látky, či účinných látek) v některé ze složek životního prostředí, či volně žijících (necílových) organismech včetně člověka. Tato rezidua mohou tvořit buď původní účinné látky, nebo jejich metabolity. Účinné látky se totiž v prostředí rozkládají, tedy mění své chemické složení. Tak vznikají metabolity. Některé z metabolitů mají ve srovnání s původní účinnou látkou méně závažné dopady na necílové organismy, některé však mají dopady srovnatelné, či dokonce vyšší. Proto se v rámci monitoringů sledují u vybraných účinných látek i jejich metabolity.

## 1.2. Dělení aktivních látek dle chemické charakteristiky

Takovéto dělení má smysl, protože u daných chemicky definovaných skupin látek můžeme očekávat některé shodné vlastnosti z hlediska mechanismu účinku na cílové organismy, popř. i problematické vlastnosti z hlediska osudu v prostředí a interakce s necílovými organismy. Přesto je skupin aktivních látek velké množství, dělení je navíc někdy neostré. Proto uvádíme pouze nejdůležitější skupiny látek.

### Organochlorové pesticidy

V rámci EU již zakázané, má smysl o nich vědět, jelikož jejich rezidua můžeme při analýzách stále nalézt v prostředí.

- Používaly se jako insekticidy.
- Jsou vysoce perzistentní v životním prostředí (patří mezi POPs – perzistentní organické polutanty), mají vysoký bioakumulační potenciál, to znamená, že se hromadí v tukových tkáních.
- Pokud uvedeme několik příkladů let jejich zákazu používání na území ČR, vynikne jejich perzistence: DDT (1974), dieldrin (1980), hexachlorbenzen (1977 – zakázán jako pesticid).

- V současné době jsou organochlorové pesticidy zakázány. Výjimku má v některých zemích s výskytem malárie DDT kvůli likvidaci komárů.
- Jsou zdrojem chronických (jsou zabudované v potravním řetězci) i akutních otrav (nepotřebované zbytky).
- Nejcitlivějšími organismy k těmto pesticidům jsou ryby. Velmi citlivé jsou včely. Ptáci jsou k akutnímu působení méně citliví, ale při dlouhodobém působení ovlivňuje např. DDT metabolismus vápníku a dochází k poruchám tvorby skořápky. Savci jsou k působení těchto pesticidů méně citliví.

## **Organofosfátové pesticidy**

- Chemicky jsou organofosfátové pesticidy (organofosfáty, OPP) estery kyseliny ortho-, thio-, pyrofosforečné.
- Používají se jako insekticidy, jsou součástí léčiv – antiparazitik.
- Jako insekticidy působí na mšice, šváby, housenky mūr, vši, usmrcují pohyblivé jedince škůdců (larvy, nymfy a dospělé), nejsou účinné na vajíčka.
- Jsou jednou z nejčastějších příčin otrav na světě. Organofosfátové pesticidy vstupují do těla všemi cestami, zejména vdechováním (1/2 hodiny), požitím (hodinu) ale také přes kůži (2 hodiny). Jejich toxicita není omezena jen na akutní fázi, dlouho jsou známy i chronické účinky.
- Mechanismus toxického účinku – inhibice řady enzymů, především acetylcholinesterázy na nervových synapsích. Inhibice enzymu acetylcholinesterázy je ireverzibilní.
- Některé organofosfáty nejsou samy o sobě toxické, jejich hlavní metabolity (např. oxony) však ano. Příklady jsou malathion s rozkladným produktem malaoxon a parathion a jeho metabolit paraoxon.
- Organofosfáty byly dříve často používanou skupinou účinných látek insekticidů, aplikovaných před či do květu řepky. Avšak pro jejich vysokou toxicitu nejen pro včely, ale i pro ostatní skupiny organismů, byly nahrazeny méně toxickou skupinou a to neonikotinoidy (Kazda, 2014), které se však již rovněž ukazují jako problematické.
- Mezi organofosfáty patří celá řada nedávno zakázaných účinných látek: například chlorpyrifos a chlorpyrifos-methyl, fosmet, či látky jejichž použití je silně omezeno – malathion – pro tento příklad platí omezení pouze ve sklenících s pevnou konstrukcí.
- Mezi organofosfáty patří i velmi známý glyfosát.

## **Neonikotinoidy**

- Obměnou struktury nikotinu byla vyvinuta řada komerčně úspěšných látek nejčastěji používaných jako insekticidy.
- Samostatně vykazují selektivní toxicitu pro hmyz, nicméně najdeme mezi nimi i zástupce významně toxické i pro ptáky (např. imidacloprid).
- Váže se na receptory pro acetylcholin a tím ovlivňuje fungování neuronů, u hmyzu s fatálními následky.
- Často se aplikují v mořeném osivu, z něhož pak látka proniká do celé rostliny. To často vede k větší spotřebě, než kdyby se látky aplikovaly opravdu až po objevení škůdce.

- Mezi zástupce patří například imidacloprid, clothianidin, thiamethoxam, acetamiprid, sulfoxaflor, thiacloprid.
- Některé z ještě před pár lety nejpoužívanějších neonikotinoidů byly zakázány. Přestože tyto látky původně prošly všemi předepsanými testy toxicity a byly shledány bezpečnými, postupně se nashromáždily důkazy, že představují obrovské riziko pro včely a další opylovače, především s ohledem na chronické působení. Postihl je tak stejný osud, jako některé starší pesticidy, například DDT (Linhart, 2022).

## **Pesticidy na bázi močoviny**

- Obsahují substituovanou molekulu močoviny.
- Používají se především jako systémové herbicidy (například do obilnin). Působí jako inhibitory fotosyntézy u rostlin.
- Poškozují štítnou žlázu a mají lokální účinky na kůži a sliznice (savci).
- Některé přípravky (např. linuron) vyvolávají v počátečních fázích methemoglobinémii.
- Pro ryby a včely jsou málo toxické.
- Příklady: chlorotoluron (v ČR stále aplikován, vyšel jako problematický, viz kap. 1.6), chlor-sulfuron (již vypršela autorizace), linuron (autorizace vypršela již v roce 2017), foramsulfuron a další látky, často s kořenem slova „uron“.

## **Karbamáty**

- Karbamáty jsou deriváty nebo estery kyseliny karbamové, existuje přibližně 25 druhů např.: dithiokarbamáty atd.
- Používají se jako selektivní herbicidy, insekticidy, akaricidy, nematocidy, moluskocidy nebo fungicidy při pěstování ovoce, zeleniny, okrasných dřevin, chmele, nebo např. při moření osiva.
- Mechanismus účinku je stejný jako u organofosfátů, ale inhibice acetylcholinesterázy je při prvních příznacích otravy (ještě) reverzibilní
- Usmrcují pohyblivé jedince (larvy, nymfy a dospělé) škůdců, vajíčka nehubí. Toxicita pro necílové organismy je vyšší než u organofosfátů, účinek nastupuje a odeznívá rychleji i příznaky trvají kratší dobu. Na hmyz působí stejným mechanismem jako dotykový a požerový jed.
- Karbamáty patří k vysoce toxickým látkám, jsou jedovaté pro teplokrevné obratlovce i člověka. Jsou to relativně perzistentní látky, poločas rozkladu je několik dní až týdnů.
- Karbamátové pesticidy mají vyšší absorpční koeficient a nízkou mobilitu v půdě, pokud jsou uvolněny do vody, bude se sorbovat na sediment.
- Příklady: oxamyl, pirimicarb (stále používané), mankozeb (nedávno vypršela autorizace) a další.



## **Pyretroidy**

- Látky s insekticidním účinkem, které se využívají hlavně jako antiparazitika. Předlohou pro jejich přípravu byly pyrethriny z kopretiny (Pyrethrum).
- Jsou běžnou součástí komerčních výrobků, například domácích insekticidů a repelentů.
- Účinkují v nízkých dávkách, řádově nižších než organofosfáty nebo karbamáty, účinkují rychleji a po delší dobu než většina organofosfátů nebo karbamátů. Jedno ošetření pyretroidy je často schopno nahradit dvě ošetření organofosfáty nebo karbamáty.
- Usmrcují dospělce a larvy, u některých druhů i vajíčka, žravého i savého a bodavého hmyzu. Váží se na půdní částice a ztrácejí účinnost, do povrchových ani podzemních vod se nevyplavují, jsou fotostabilní, termostabilní a ve vodě nepatrně rozpustné.
- V prostředí se velmi rychle rozkládají.
- Pyretroidy poškozují neurony.
- Pyretroidy jsou vysoce toxické pro ryby.
- Pro včely jsou pyretroidy rovněž jedovaté.
- Toxicity pyretroidů pro savce je nízká, ovšem kočky, psi a mláďata ostatních zvířat jsou citlivější.
- Příklady: gama-cyhalotrin, cypermethrin, tefluthrin (v ČR stále používané a ještě nějaký čas se určitě používat budou), deltamethrin (gama-cyhalotrinu a tefluthrin byly v této analýze vybrány jako zástupci problematických látek).

## **Triazinové pesticidy a jejich metabolity**

- Triazinové pesticidy jsou tvořeny různě substituovaným triazinovým kruhem. Triazinové pesticidy jsou postupně nahrazovány chloracetanilidovými pesticidy.
- Triaziny působí především jako herbicidy (atrazin, cyanazin, simazin), méně jako zoocidy (pymetrozin) nebo fungicidy (některé deriváty triazinů). Používají se ke kontrole listnatého a travnatého plevelu u takových plodin, jako je kukuřice, čirok nebo cukrová řepa, ovlivňují fotosyntézu rostlin, způsobují zežloutnutí, zastavení růstu a poté celkové odumření rostlin.
- Mechanismus účinku – triaziny jsou antimetabolity pyrimidinových bází jako součásti nukleových kyselin a kyseliny listové.
- Triazinové pesticidy patří mezi možné lidské karcinogeny, mohou být prekurzory pro vznik nitrosaminů a atrazin má xenoestrogenní účinky, jehož důsledkem je feminizace savců.
- Vážným rizikem pesticidů na bázi triazinů je:
  - velmi nízká biodegradabilita a dlouhodobé přetrvávání ve vodním prostředí (hlavně podzemních vodách)
  - možnost vzniku nitrosaminů z reziduí triazinů
  - atrazin má xenoestrogenní účinky
- Z výše uvedených důvodů se v rámci EU jejich použití silně omezuje – stále povolen terbutylazin (v rámci této analýzy vyšel jako problematický, viz kap. 1.6.)
- Přestože simazin je již zakázaný, jsou s ním problémy jako s tolerovanou nečistotou v povolených pesticidech (kap. 2.1.).

- Přestože např. atrazin je již delší dobu zakázán, je stále významným kontaminantem podzemních vod.

## **Anilidové pesticidy a jejich metabolity**

- Podskupinou jsou chloracetanilidové pesticidy, které řadíme mezi systémové, selektivní herbicidy.
- Mají za následek likvidaci jedno a/nebo dvouděložného plevelu, používány jsou při pěstování kukuřice, obilí, brambor, okurek, řepy, bobovitých rostlin a peckovin.
- Jsou velmi často používány spolu s triaziny při ošetřování kukuřice.
- Jedná se o časté kontaminanty vod, platí i pro stále povolené (metazachlor, S-metolachlor)
- Alachlor, acetochlor (oběma již vypršela registrace), metolachlor (již také bez registrace, ale stále povolen je jeho stereoizomer S-metolachlor) a propachlor (rovněž již vypršela autorizace) jsou možné karcinogeny.
- Mezi další anilidové herbicidy patří například diflufenican, flufenacet.

## **Fenoxyalkanové kyseliny**

- Používají se jako herbicidy, jsou účinné zejména na dvouděložné plevely, pcháče, heřmánky, lopuch, pampelišku, šťovík, merlík.
- Aplikují se na ošetření obilovin, pastvin, ale také například při úpravě okolí silnic.
- Mají především systémové širokospektrální působení.
- Způsobují poruchu látkové výměny, zpomalení růstu nadzemních i podzemních částí rostlin a tak postupný úhyn (narušují proces oxidace a fosforylace – pokles tvorby ATP a kreatinfosfátu).
- Mezi nejčastější projevy jsou deformace rostlin (kroucení listů, lodyh).
- Příklady: 2,4-D, MCPA, MCPB
- Některé z nich (2,4-D, MCPA) jsou podezřelé z negativních vlivů na reprodukci.

## **Pesticidy na bázi kovů**

- V současné době jsou využívány především sloučeniny mědi (síran měďnatý a oxichlorid mědi) – fungicidy, algicidy, moluskocidy (např. pěstování vinné révy).
- Sloučeniny mědi jsou toxické pro ryby.

## **Triazolové pesticidy**

- Strukturně se v případě triazolových pesticidů jedná o látky, které obsahují heterocykl 1,2,4-triazol.
- Fungicidní přípravky na jejich bázi se aplikují na široké spektrum plodin, jako je ovoce, zelenina, semena, ořechy a cereálie.

- V rámci EU se velkým aplikují na obilniny a olejnin.
- Všechny pesticidy této skupiny jsou biodegradabilní, poločas rozpadu ovšem závisí na místě (matrici), ve kterém probíhá. Faktor poločasu rozpadu (DT50) se v případě triazolů významně liší a může dosahovat hodnot 150 až 400 dní.
- Problematický metabolit 1,2,4-triazol představuje ve vodách látku velmi perzistentní.
- Zástupci: difenoconazol, epoxiconazol, triadimenol, propiconazol, prothioconazol, metconazol, cyproconazol, tebuconazol, flusilazole a paclobutrazol (některé již bez registrace, některé povolené a diskutované dále v této práci).
- Některé jsou podezřelé karcinogeny, či mají potenciální dopad na reprodukci a vývoj plodu, mnohé jsou hepatotoxické.
- Spousta z nich je velmi problematických z pohledu jejich negativního působení pro vodní organismy.
- Silná sorpce v půdě, malá a střední rozpustnost, vysoká perzistence v půdě.

## **Kvartérní amoniové soli**

- Nejrozšířenějším zástupcem je chlormekvát.
- Používá se zejména při pěstování obilovin, olejnin a luskovin.
- Chlormekvát je používán jako regulátor růstu rostlin.
- Co se týče negativních dopadů na zdraví necílových organismů je možno pro příklad člověka a chlormekvátu uvést: způsobuje dechové potíže, slinění, zúžení zornic, bolest končetin, zvracení, křeče, z chronických účinků zmiňme negativní vliv na reprodukci a vývoj plodu.

V současnosti přesahuje globální spotřeba pesticidů 4 000 000 tun ročně, přičemž na země EU z toho připadá minimálně 400 000 tun (FAOSTAT, 2019). Nedávno publikovaná strategie Evropské komise „Farm to Fork“, (EC, 2020), část evropského Green Dealu, stanovuje cíle redukce užívání pesticidů na úrovni EU: 50% redukci v celkové aplikaci a rizika chemických pesticidů do roku 2030 a 50% snížení a užití více nebezpečných pesticidů rovněž do roku 2030 (například pesticidy obsahující aktivní látky navržené jako kandidáty na nahrazení).

Látky, které se mají nahradit (kandidáti na nahrazení), jsou pesticidy, u kterých musí vnitrostátní orgány provést posouzení, aby zjistily, zda existují příznivější alternativy k použití přípravku na ochranu rostlin, včetně nechemických metod. Cílem je podpořit udržitelnější ochranu plodin. V rámci EU je v současnosti povoleno 448 aktivních látek, které mohou být používány jako součást přípravků na ochranu rostlin.

Padesát šest z těchto aktuálně povolených aktivních látek je zároveň v rámci Evropské komise evidováno na seznamu kandidátů k nahrazení. Užívání přípravků s těmito látkami přináší zvýšené nebezpečí jak s ohledem na ekosystémy, tak s ohledem na lidské zdraví. V ČR je v současné době povoleno 253 aktivních látek a z tohoto aktuálně platného seznamu jsou kandidáti na nahrazení.

Tabulka 1: Seznam kandidátů na nahrazení a aktivní látky z tohoto seznamu nedávno zakázané (vyznačené červeně)

| Látka                                            | Stav podle<br>nař. (EP)<br>č. 1107/2009 | Datum<br>schválení | Vypršení<br>platnosti<br>schválení |
|--------------------------------------------------|-----------------------------------------|--------------------|------------------------------------|
| Aclonifen                                        | Schváleno                               | 01/08/2009         | 31/07/2022                         |
| <b>Alpha-Cypermethrin<br/>(aka alphamethrin)</b> | <b>Neschváleno</b>                      | <b>01/11/2019</b>  | <b>07/06/2021</b>                  |
| Benzovindiflupyr                                 | Schváleno                               | 02/03/2016         | 02/03/2023                         |
| Bromuconazol                                     | Schváleno                               | 01/02/2011         | 31/01/2024                         |
| Chlorotoluron                                    | Schváleno                               | 01/03/2006         | 31/10/2022                         |
| Copper hydroxide                                 | Schváleno                               | 01/01/2019         | 31/12/2025                         |
| Copper oxychloride                               | Schváleno                               | 01/01/2019         | 31/12/2025                         |
| Cypermethrin                                     | Schváleno                               | 01/02/2022         | 31/01/2029                         |
| <b>Cyproconazol</b>                              | <b>Neschváleno</b>                      | <b>01/06/2011</b>  | <b>31/05/2021</b>                  |
| Cyprodinil                                       | Schváleno                               | 01/05/2007         | 30/04/2022                         |
| Difenoconazol                                    | Schváleno                               | 01/01/2009         | 31/12/2022                         |
| Diflufenican                                     | Schváleno                               | 01/01/2009         | 31/12/2022                         |
| Dimoxystrobin                                    | Schváleno                               | 01/10/2006         | 31/01/2023                         |
| Esfenvalerate                                    | Schváleno                               | 01/01/2016         | 31/12/2022                         |
| Etofenprox                                       | Schváleno                               | 01/01/2010         | 31/12/2022                         |
| <b>Famoxadone</b>                                | <b>Neschváleno</b>                      | <b>01/10/2002</b>  | <b>09/09/2021</b>                  |
| Fludioxonil                                      | Schváleno                               | 01/11/2008         | 31/10/2022                         |
| Flufenacet (dříve fluthiamide)                   | Schváleno                               | 01/01/2004         | 31/10/2022                         |
| Flumioxazin                                      | Schváleno                               | 01/01/2003         | 30/06/2022                         |
| Fluopicolide                                     | Schváleno                               | 01/06/2010         | 31/05/2023                         |
| Flurochloridone                                  | Schváleno                               | 01/06/2011         | 31/05/2022                         |
| Gamma-cyhalothrin                                | Schváleno                               | 01/04/2015         | 31/03/2025                         |
| <b>Haloxyp-P (Haloxyp-R)</b>                     | <b>Neschváleno</b>                      | <b>01/01/2011</b>  | <b>31/12/2020</b>                  |
| Imazamox                                         | Schváleno                               | 01/11/2017         | 31/01/2025                         |
| Ipconazol                                        | Schváleno                               | 01/09/2014         | 30/11/2024                         |
| Isoprazam                                        | Schváleno                               | 01/04/2013         | 31/03/2023                         |
| lambda-Cyhalothrin                               | Schváleno                               | 01/04/2016         | 31/03/2023                         |
| Lenacil                                          | Schváleno                               | 01/01/2009         | 31/12/2022                         |
| Metalaxyl                                        | Schváleno                               | 01/07/2010         | 30/06/2023                         |
| Metconazol                                       | Schváleno                               | 01/06/2007         | 30/04/2022                         |
| Methoxyfenozide                                  | Schváleno                               | 01/04/2019         | 31/03/2026                         |
| Metribuzin                                       | Schváleno                               | 01/10/2007         | 31/07/2022                         |
| Metsulfuron-methyl                               | Schváleno                               | 01/04/2016         | 31/03/2023                         |
| <b>Myclobutanil</b>                              | <b>Neschváleno</b>                      | <b>01/06/2011</b>  | <b>31/05/2021</b>                  |
| Nicosulfuron                                     | Schváleno                               | 01/01/2009         | 31/12/2022                         |
| Oxamyl                                           | Schváleno                               | 01/08/2006         | 31/01/2023                         |
| Paclobutrazol                                    | Schváleno                               | 01/06/2011         | 31/05/2023                         |
| Pendimethalin                                    | Schváleno                               | 01/09/2017         | 30/11/2024                         |

|                         |                    |                   |                   |
|-------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| Pirimicarb              | Schváleno          | 01/02/2007        | 30/04/2022        |
| <b>Prochloraz</b>       | <b>Neschváleno</b> | <b>01/01/2012</b> | <b>31/12/2021</b> |
| Propyzamide             | Schváleno          | 01/07/2018        | 30/06/2025        |
| Prosulfuron             | Schváleno          | 01/05/2017        | 31/07/2024        |
| Quizalofop-P-tefuryl    | Schváleno          | 01/12/2009        | 30/11/2022        |
| Sulcotrione             | Schváleno          | 01/09/2009        | 31/08/2022        |
| Tebuconazol             | Schváleno          | 01/09/2009        | 31/08/2022        |
| Tebufenpyrad            | Schváleno          | 01/11/2009        | 31/10/2022        |
| Tembotrione             | Schváleno          | 01/05/2014        | 31/07/2024        |
| <b>Thiacloprid</b>      | <b>Neschváleno</b> | <b>01/01/2005</b> | <b>03/02/2020</b> |
| Tribasic copper sulfate | Schváleno          | 01/01/2019        | 31/12/2025        |
| Ziram                   | Schváleno          | 01/08/2004        | 30/04/2022        |

Pozn.: Příslušné pesticidy jsou v literatuře dohledatelné pod těmito anglickými názvy.

Překlady do češtiny nejsou ustálené, proto je tabulka ponechána v angličtině.

Zdroj: <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/> začátek roku 2022.

## 1.3. Látky problematické na základě toxikologických a ekotoxikologických indikátorů

Účelem této části je vybrat z širokého souboru aktivních látek ty sloučeniny, které se jeví jako problematické na základě nebezpečnosti pro vodní prostředí, terestrické ekosystémy a lidské zdraví. Takto vytipované seznamy látek budou dále prověřeny z hlediska jejich používání (některé z nich se v ČR, či přesněji v celé EU, nepoužívají) a trendů jejich spotřeby v ČR.

Nedávná obsáhlá studie (Silva et al., 2021) shrnuje velké množství údajů o užití a (eko)toxicitě vybraných aktivních látek a zároveň představuje různé scénáře redukce jejich užití s ohledem na cíle stanovené v plánu EU Green Deal. Ze schválených 484 účinných látek vybírá 230, kterým se dále věnuje, a to na základě a) zaměření na fungicidy, herbicidy a insekticidy b) venkovní užití a dostupná data z půdního prostředí c) syntetický původ látky. Jedná se tedy v rámci EU přesně o tu skupinu látek, o nichž se hovoří v souvislosti s negativními efekty na necílové organismy v krajině.

Čtyřicet devět účinných látek ze seznamu těchto 230 jsou v rámci plánu Evropské komise kandidáty na nahrazení. Čtyřicet pět účinných látek je na tomto seznamu k nahrazení, protože splňují dvě kritéria z trojice (Silva et al., 2021):

1. perzistentní-bioakumulativní-toxické (PBT kritéria);
2. mají nízké ADI (akceptovatelný denní příjem), nízké ARfD (akutní referenční dávka) nebo nízké AOEL (maximální dávka, které může být operátor vystaven bez nežádoucích zdravotních efektů);
3. jsou toxické pro reprodukci v kategorii 1A nebo 1B.



Zbývající 4 jsou na seznamu, protože splňují 1) dvě, či tři podmínky ADI/ARfD/AOEL a zároveň dvě PBT kritéria (perzistentní-bioakumulativní-toxické) – konkrétně **haloxyfop-P and lambda-cyhalothrin**, 2) dvě PBT kritéria a toxicitu pro reprodukci (1A, 1B) a vykazují vlastnosti endokrinních disruptorů – konkrétně **epoxiconazol** 3) dvě PBT kritéria, nízké ADI/ARfD/AOEL a vykazují vlastnosti endokrinních disruptorů – konkrétně **dimoxystrobin**.

Rizikovitost pesticidů může být hodnocena například pomocí tzv. kumulativního skóre nebezpečnosti (cumulative hazard score). Kumulativní skóre nebezpečnosti se skládá z řady dílčích skóre odrážejících nebezpečnost z hlediska sady ekotoxikologických, respektive toxikologických indikátorů ("endpoints"). Z vybraných 230 aktivních látek byly na základě nebezpečnosti určeny aktivní látky nejvíce problematické s ohledem na (Silva et al., 2021):

- ***Z pohledu ekosystémové kumulativní nebezpečnosti jsou nejproblematictější následující látky:***

Chlorpyrifos, bifenthrin, beta-cyfluthrin, dimethoate, gamma-cyhalothrin, alpha-cypermethrin a esfenvalerat, z nichž bifenthrin, dimethoat a esfenvalerat jsou kandidáty na nahrazení a chlorpyrifosu skončila platnost registrace v rámci EU na konci roku 2020.

- ***Z pohledu kumulativní nebezpečnosti pro zdraví lidí jsou nejproblematictější následující látky:***

Fenoxycarb, pendimethalin, ziram, chlorothalonil and gamma-cyhalothrin, z nichž pendimethalin a ziram jsou kandidáty na nahrazení.

***Pokud při hodnocení problematičnosti pesticidů uvážíme mimo kumulativního skóre nebezpečnosti i objemy aplikace, vyjdou nám jako nejvíce problematické následující látky:***

Sedm účinných látek je mezi pesticidy s nejvyšší aplikační dávkou (s maximální roční aplikační dávkou > 1 kg/ha), největším nebezpečím pro ekosystémy (kumulativní skóre nebezpečnosti vyšší než 31) a největším nebezpečím pro člověka (kumulativní skóre nebezpečnosti vyšší než 15): **captan, chlorothalonil, ethoprophos, fluazinam, malathion, oxamyl, ziram**.

Je možné uvést další top rizikové látky (opět počítáme skóre nebezpečnosti), vzhledem ke kombinacím jednotlivých kategorií nebezpečnosti:

***Vysoká aplikační dávka a zároveň vysoké nebezpečí pro ekosystémy:***

acelonifen, dithianon, fenpropidin, fenpropimorph, fenpyrazamine, isofetamid, metamitron, metribuzin, oxyfluorfen and pyrimethanil

***Vysoká aplikační dávka a zároveň vysoké nebezpečí pro lidi:***

8-hydroxyquinoline, dazomet, dimethachlor, dodemorph, folpet, fosetyl, metam, pendimethalin, prosulfocarb, thiophanate-metyl

**Vysoké nebezpečí pro lidi i ekosystémy:**

alpha-cypermethrin, bifenthrin, cyprodinil, desmedipham, gamma-cyhalothrin, lambda-cyhalothrin, methomyl, nicosulfuron, phosmet, pirimicarb, tefluthrin, terbutylazine, triadimenol and zeta-cypermethrin

*Tabulka 2:*

*Seznam toxikologických a ekotoxikologických indikátorů („endpoints“) pro ekosystémy*

*Skóre nebezpečnosti bylo přiděleno na základě závažnosti efektů pro „endpoints“ podle kategorické škály 0–3 (Silva et al., 2021). Látky, které „nasbíraly“ 31 a více bodů, byly pokládány za nejrizikovější. U příslušného testu uveden druh/skupina testovaných organismů/procesů, indikátor, způsob expozice, pokud byly dostupné údaje.*

| <b>MINERALIZACE UHLÍKU A DUSÍKU</b>                                                      |
|------------------------------------------------------------------------------------------|
| savci – akutní toxicita – LC50 (přežití; po ústním podání)                               |
| savci – chronická toxicita – NOEC, (přežití, reprodukce, vývoj; příjem potravou)         |
| ptáci – akutní toxicita – LC50, (přežití; po ústním podání)                              |
| ptáci – chronická toxicita – LC50, (přežití, reprodukce, vývoj; příjem potravou)         |
| ryby – akutní toxicita 96 hodin – LC50 (přežití)                                         |
| ryby – chronická toxicita, 21 dní – NOEC (přežití, vývoj, růst nebo chování)             |
| vodní bezobratlí – akutní toxicita 48 hodin – EC50 (znehybnění)                          |
| vodní bezobratlí – chronická toxicita, 21 dní – NOEC (znehybnění, reprodukce nebo vývoj) |
| vodní rostliny – akutní toxicita, 7 dní – EC50 (růst)                                    |
| řasy – akutní toxicita, 7 dní – EC50 (růst)                                              |
| vodní bentos – akutní toxicita, 96 hodin – LC50 (přežití)                                |
| včela – akutní toxicita, 48 hodin – LC50, přežití (kontaktní expozice)                   |
| včela – akutní toxicita, 48 hodin – LC50, přežití (orální expozice)                      |
| další členovci – LC50 (přežití)                                                          |
| žížaly – akutní toxicita 14 dní – LC50, (přežití)                                        |
| žížaly – chronická toxicita 56 dní – NOEC (přežití a reprodukce)                         |
| půdní makroorganismy jiné než žížaly – akutní toxicita – LC50, (přežití)                 |
| půdní makroorganismy jiné než žížaly – chronická toxicita – NOEC, (přežití a reprodukce) |

Tabulka 3:  
Seznam „endpoints“ pro lidi

Skóre nebezpečnosti bylo přiděleno na základě závažnosti efektů pro „endpoints“ podle kategorické škály 0–3 (Silva et al., 2021). Látky, které „nasbíraly“ 15 a více bodů, byly pokládány za nejrizikovější.

|                                                                  |
|------------------------------------------------------------------|
| Carcinogen / karcinogen                                          |
| Mutagen / mutagen                                                |
| Endocrine disruptor / endokrinní disruptor                       |
| Reproduction/development effects / dopady na reprodukci či vývoj |
| Acetyl cholinesterase inhibitor / Inhibitor acetylcholinesterázy |
| Neurotoxicant / neurotoxická látka                               |
| Respiratory tract irritant / látka dráždící dýchací cesty        |
| Skin irritant / látka dráždící kůži                              |
| Skin sensitiser / senzibilizátor kůže                            |
| Eye irritant / látka dráždící oči                                |
| Phototoxicant / fototoxická látka                                |

## 1.4. Nebezpečnost reziduí identifikovaných v povrchových vodách

Velká část účinných látek má dlouhodobé nepříznivé účinky na životní prostředí. Podívejme se, které z nich jsou nejproblematictější. Pokud bychom se zaměřili na hodnocení nebezpečnosti reziduí pesticidů detekovaných v povrchových vodách, můžeme aplikovat index rizika, který vychází ze zohlednění perzistence, bioakumulace, ekotoxicity ve vodním prostředí a účinků na lidské zdraví (Tilley et al., 2017; Fang et al., 2019). Pak pro rezidua detekovaná ve výzkumech do roku 2010 v evropských povrchových vodách máme následující pořadí, dle indexu nebezpečnosti – uvedeny jen ty, které dosahují hodnoty indexu rizika alespoň 15 (Fang et al., 2019) (Tabulka 4).

Tabulka 4:

*Nejproblematictější rezidua  
pesticidů v povrchových vodách  
dle metodiky (Fang et al., 2019)*

*V pravém sloupci vypočtena  
hodnota rizika (v potaz brány  
látky s tímto indexem rovným  
alespoň 15, či vyšším).*

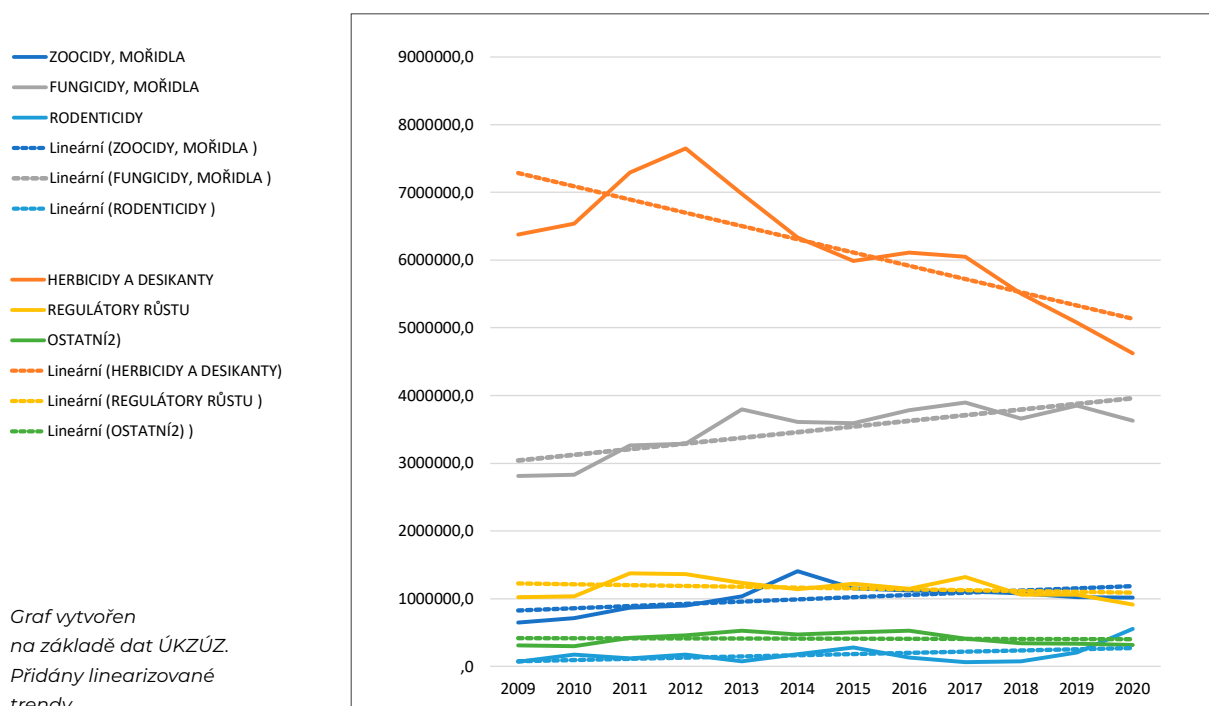
|                        |       |
|------------------------|-------|
| Difenoconazol I        | 23,81 |
| Fipronil               | 21,37 |
| Triclosan              | 20,67 |
| Tetraconazol           | 19,78 |
| Fluoxastrobin          | 19,52 |
| Flusilazole            | 19,47 |
| Fenpropidin            | 19,16 |
| Epoxyconazol           | 18,10 |
| Flufenacet             | 18,05 |
| Tebufenpyrad           | 18,03 |
| Cyanazine              | 17,89 |
| Triclocarban           | 17,70 |
| Tembotrione            | 17,69 |
| Triflusulfuron-methyl  | 17,55 |
| Ipconazol              | 17,39 |
| Prothioconazol-desthio | 17,38 |
| Imazalil               | 17,32 |
| Metosulam              | 17,31 |
| Pyraclostrobin         | 16,75 |
| Trifloxystrobin        | 16,26 |
| Fludioxonil            | 16,24 |
| Spiroxamine I          | 16,15 |
| Oryzalin               | 15,88 |
| Carbosulfan            | 15,85 |
| Hexaconazol            | 15,55 |
| Triasulfuron           | 15,50 |
| Pendimethalin          | 15,20 |
| Fepropimorph           | 15,18 |
| Pencycron              | 15,03 |

# 1.5. Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) a pomocných prostředků (PP) v ČR

Dle „Výroční zprávy o plnění Národního akčního plánu k bezpečnému používání pesticidů v ČR za rok 2020“ klesl celkový objem aplikovaných pesticidů v ČR v roce 2020 oproti roku 2019 o 4,3 % na 11,05 milionů kilogramů. Nejvíce se snížil podíl herbicidů a desikantů. V těchto dvou kategoriích se loni spotřebovalo 4,6 milionu tun přípravků, zatímco v předchozím roce 5 milionů tun. Pokles v roce 2020 byl způsoben především počasím a zákazem některých účinných látek. Právě podzimní počasí loni a předloni vedlo k poklesu aplikaci herbicidů do ozimých plodin. Průběh počasí nejvíce ovlivnil kategorii spotřeby fungicidů a herbicidů. Průběh jara 2020 byl suchý a nepřispíval k rozvoji houbových patogenů obecně všech plodin, s čímž byla následně spojená i nižší úroveň fungicidní ochrany. Suchá jara v posledních letech umožňují zemědělcům některá z prvních fungicidních ošetření vynechat a směřovat hlavní ochranu proti listovým skvrnitostem až na květen či červen. Naopak rostla spotřeba rodenticidů. Loňská spotřeba rodenticidů se zvýšila na 273 procent předloňských hodnot.

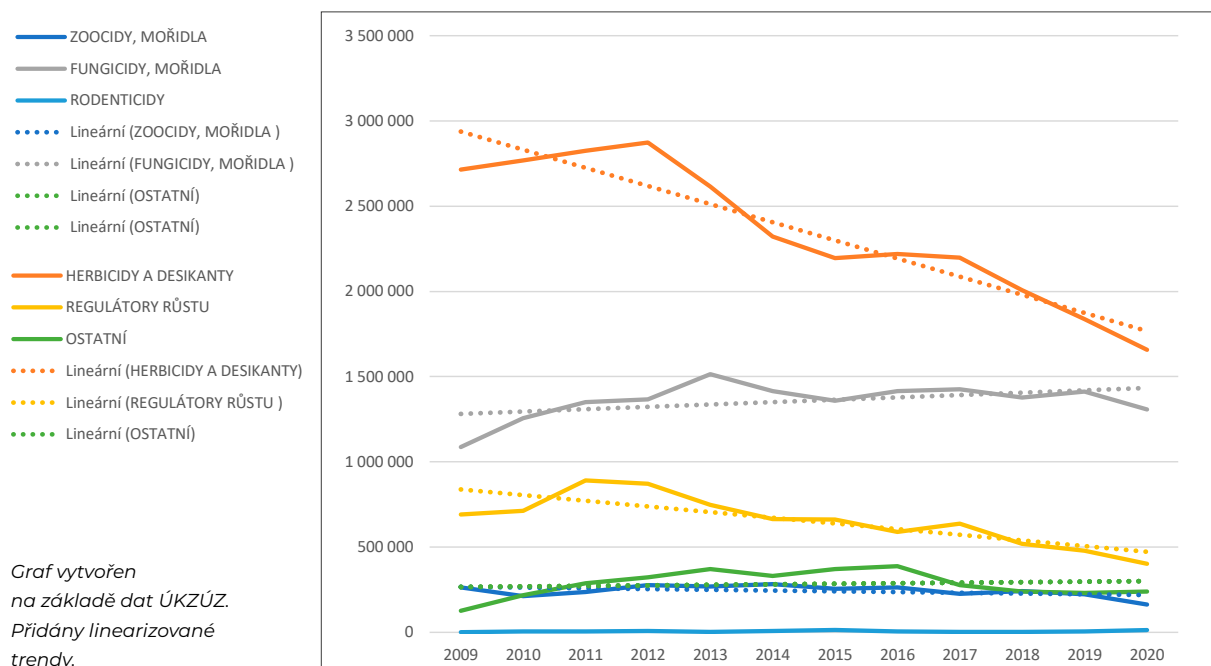
Podstatná otázka, která nás při čtení tohoto tvrzení může napadnout je, zda snižování používání pesticidů odráží dlouhodobý trend, vyvolaný úsilím ze strany zemědělců, státu či EU, nebo zda loňská data pouze odrážejí především vliv průběhu počasí. K nalezení odpovědi nám pomohou obrázky 1–3 sestavené na základě odhadu spotřeby pesticidů dle metodiky ÚKZÚZ.

Graf 1: Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) a pomocných prostředků (PP) v kg na zemědělské půdě, mořicích stanicích a skladech rostlinných produktů v ČR



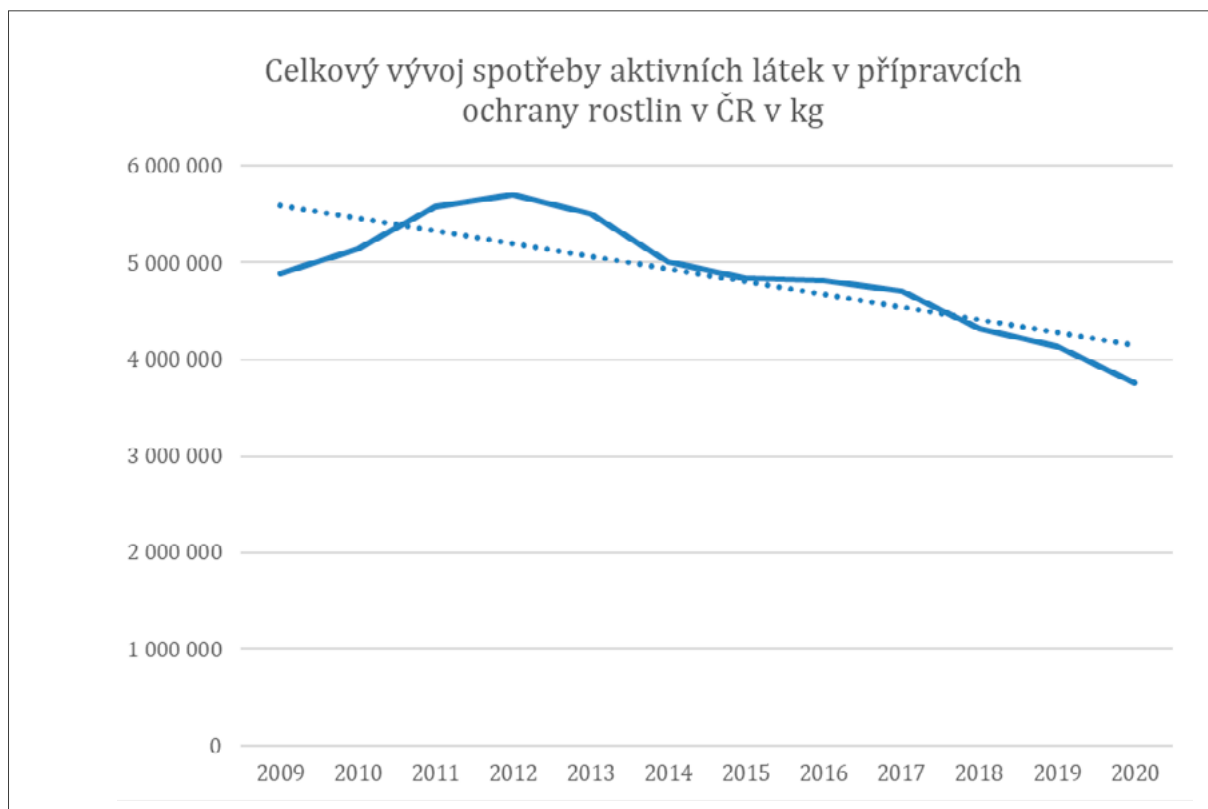
Graf 2:

Spotřeba účinných látek na zemědělské půdě, mořicích stanicích a skladech rostlinných produktů v ČR (kg)



Graf 3:

Celkový vývoj spotřeby aktivních látek v přípravcích ochrany rostlin v ČR v kg





Z grafů 1–3 vyplývá, že pokles spotřeby pesticidů v posledních letech je setrvalým trendem, který souvisí především s poklesem spotřeby herbicidů. Trend v celkovém poklesu spotřeby účinných látek však není lineární: ve sledovaném období 2009–2020 sledujeme nejprve nárůst spotřeby v období 2009–2012 následovaný téměř monotónním poklesem spotřeby od roku 2012 po rok 2020.

Na základě obrázků můžeme soudit, že za léta 2009–2020 jsou patrné hlavně trendy poklesu aplikací v kategorii herbicidů a desikantů a regulátorů růstu. Dále si můžeme povšimnout nárůstu, který přechází do stagnace, v kategorii fungicidů (menší spotřeba v kategorii fungicidy a mořidla v roce 2020 je důsledkem vlivů počasí, jak bylo uvedeno dříve). Celkový trend je tedy mírně optimistický. Abychom si však dokázali udělat obrázek o tom, zda-li je dostatečný, musíme se podívat na trendy spotřeby problematičtějších látek, zatížení prostředí pesticidy při současných aplikacích a zhodnotit alespoň základní rizika.

## **1.6. Spotřeba účinných látek s nejvyšším skóre nebezpečnosti a spotřeba vztažená k nejvyšší doporučené aplikační dávce**

Cílem této podkapitoly je určit skupinu účinných látek, které se jeví na základě kapitol 1.3. a 1.4. jako problematické (vysoké skóre nebezpečnosti) a zároveň je jejich spotřeba v rámci ČR vysoká či dokonce stoupá.

Pokud pozorujeme jisté, s ohledem na zdravotní a environmentální rizika uspokojivé trendy v celkové spotřebě pesticidů či účinných látek, jak bude vypadat situace, pokud se zaměříme speciálně na účinné látky definované v kapitole 1.3. jako nejvíce nebezpečné z hlediska údajů ze sady toxikologických a ekotoxikologických indikátorů, či látky definované v kapitole 1.4. jako nejvíce rizikové na základě posouzení účinků v povrchových vodách (perzistence, bioakumulativnost, toxicita pro vodní prostředí a zdraví lidí)?

Příslušné trendy nalezneme na grafech 4–17.

Další otázka, kterou si můžeme položit, zní: je porovnávání spotřeby účinných látek v absolutních hodnotách relevantní? Co když dochází k přechodu k aplikacím látek, které jsou účinnější při nižší dávce? Lidově řečeno, méně prudké jedy jsou nahrazovány prudšími jedy z hlediska cílových organismů. Potom samozřejmě závisí na vlastnostech takových látek vzhledem k rychlosti jejich rozpadu v prostředí a akutní a chronické toxicitě pro necílové organismy.

V odpovědi na tuto otázku musíme vztáhnout absolutní spotřebu v příslušném roce k maximální doporučené aplikační dávce. To bylo na základě studie (Silva et al., 2021) učiněno pro 170 účinných látek ze všech kategorií užití, které byly, či jsou v období 2009–2020 aplikovány na území ČR (z 412 látek, pro které jsem měl údaje o absolutních spotřebách z ÚKZÚZ za léta 2009–2020).

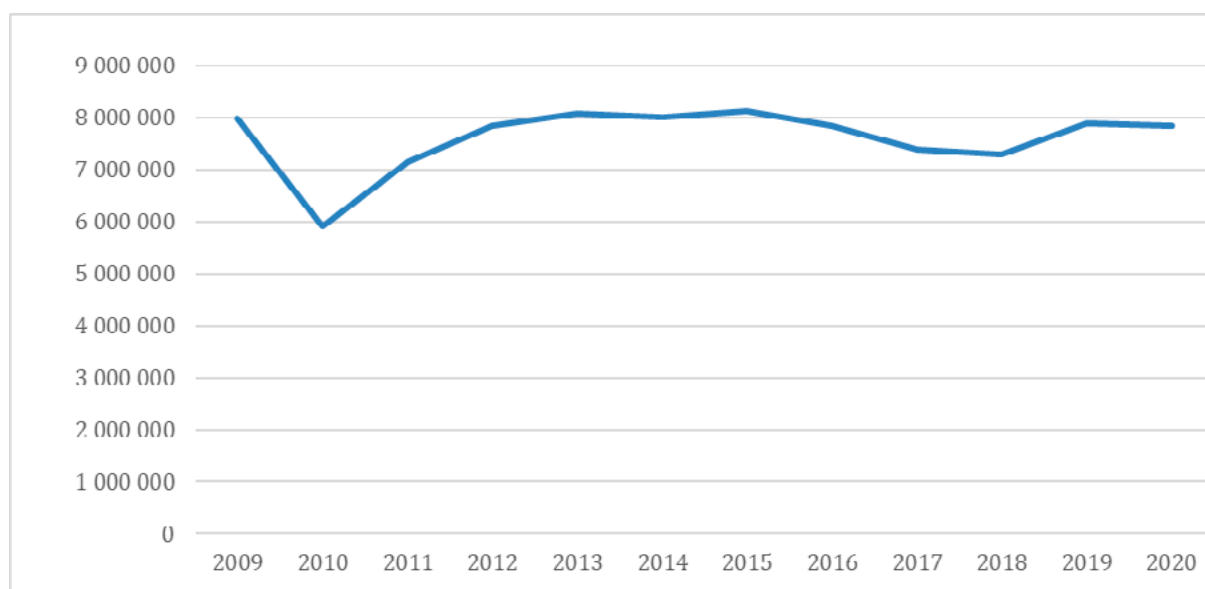
Účinné látky se mezi sebou řádově liší v maximální doporučené aplikační dávce (kg na hektar za rok). V rámci studie (Silva et al., 2021) shromáždili doporučené aplikační dávky pro celkem 230 účinných látek. Metam a dazomet mají tuto dávku řádově ve stovkách kg na hektar za rok, parařínové oleje, tolclofos-metyl, dodemorph, folpet, captan a fosetyl řádově v desítkách, glyfosát a dalších 46 účinných látek v jednotkách a zbývajících 174 látek pod 1 kg na hektar za rok – i zde to však mohou být desetiny či setiny. Celkově se tedy jedná o rozptyl pěti řádů.

Doporučené roční aplikační dávky se liší dle regionu (např. severní, střední a jižní Evropa) a dle plodiny. Pro stanovení relativní spotřeby jsem vždy vzal nejvyšší doporučenou dávku bez ohledu na plodinu.

Získané trendy v relativních spotřebách podmnožiny látek, na něž jsem upozornil v kapitole 1.3. či 1.4. jsou na příslušných obrázcích v nadpisu grafu vždy opatřeny slovem „RELATIVNÍ“ a oproti grafům celkové spotřeby pro látky s vysokým skóre nebezpečnosti zde zpravidla některé látky chybí.

Graf 4:

Vývoj relativní spotřeby 170 účinných látek v ČR („hektarové ekvivalenty“)



„Hektarové ekvivalenty“ dělí se odhad spotřeby v rámci ČR (data ÚKZÚZ, kg) s doporučenou aplikační dávkou (dle Silva et al., 2021, kg·ha⁻¹)

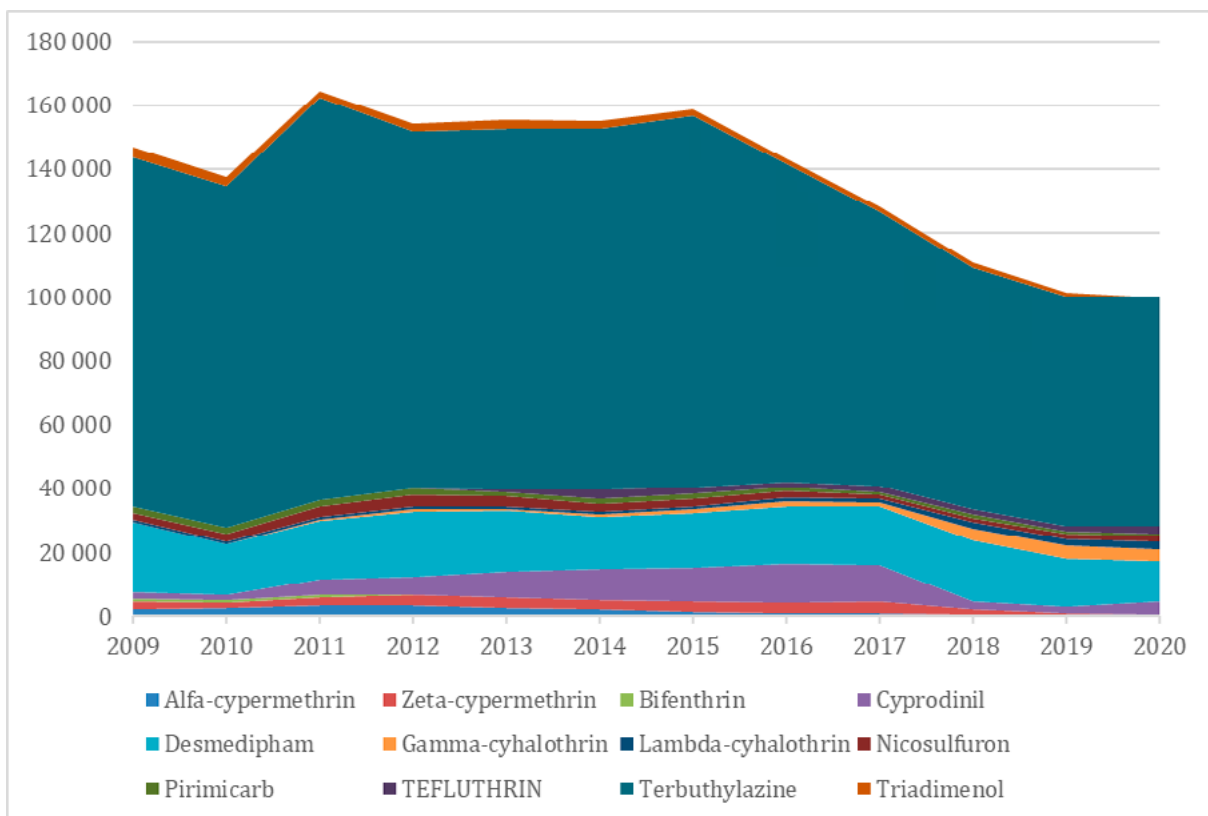
Graf 4 přináší jiný nástin situace, byť pouze na základě 170 aktivních látek. Je však patrné, že pro tento soubor spotřeba vztahovaná k maximálním doporučeným aplikačním dávkám neklesá. Je tedy nasnadě v případě potřeby dále prověřit hypotézu, že absolutní pokles spo-

třeby účinných látek v ČR ve skutečnosti znamená pouze přesun preferencí směrem od látek s vyšší doporučenou aplikační dávkou směrem k látkám s nižší doporučenou aplikační dávkou a zjistiť, co to dále znamená z hlediska jejich rizikovosti.

Následující grafy slouží především k sestavení seznamu účinných látek, kterým je třeba v rámci ČR věnovat zvýšenou pozornost, jelikož jejich spotřeba roste, stagnuje, či klesá, ale je stále vysoká, a to jak v absolutním, tak relativním vyjádření.

Graf 5:

*Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a lidi*

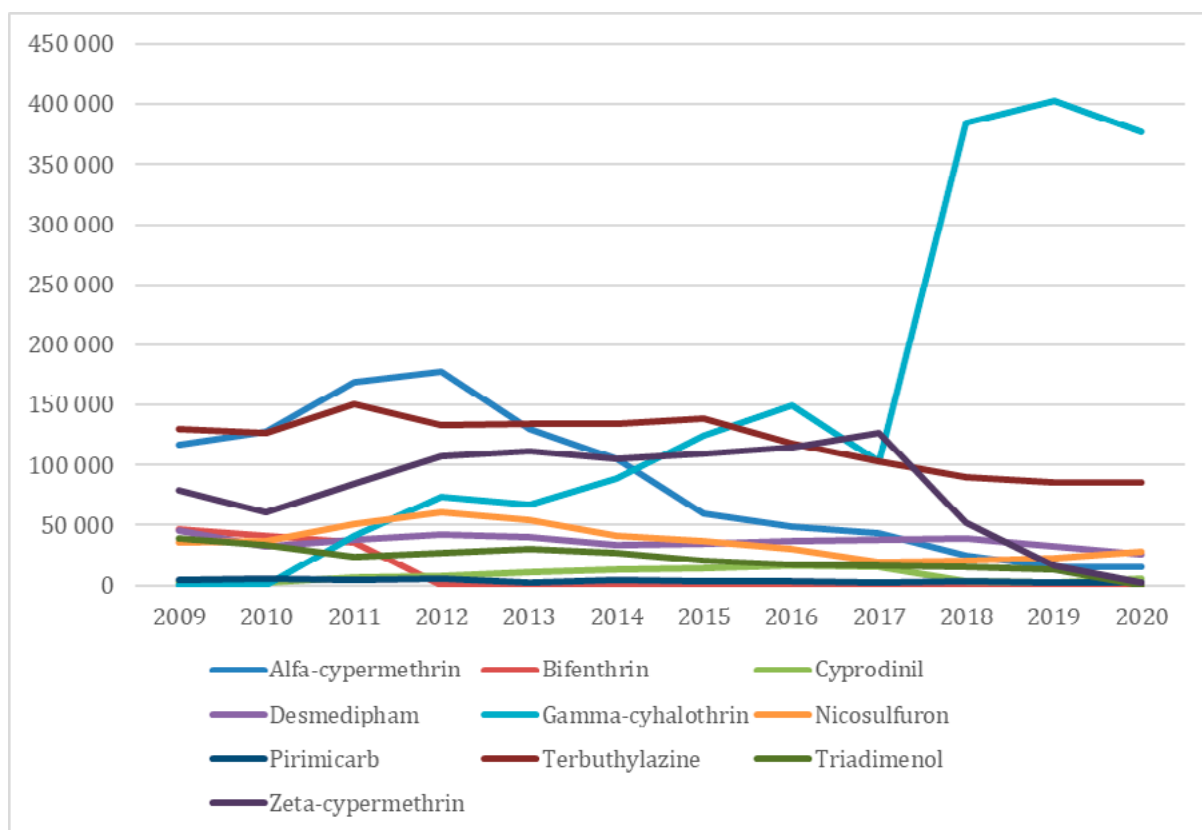


Data: Odhad spotřeby ÚKZÚZ, přiřazení skóre rizikovosti dle Silva et al., 2021.

Na grafu 5 dominuje vysoká (ve srovnání s ostatními) spotřeba **terbutylazinu**, která ovšem klesá. Patrná je také poměrně vysoká spotřeba desmediphamu, který však již přišel o autorizaci. Podívejme se nyní na trendy v relativně vyjádřených spotřebách u podmnožiny látek.

Graf 6:

Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a lidi



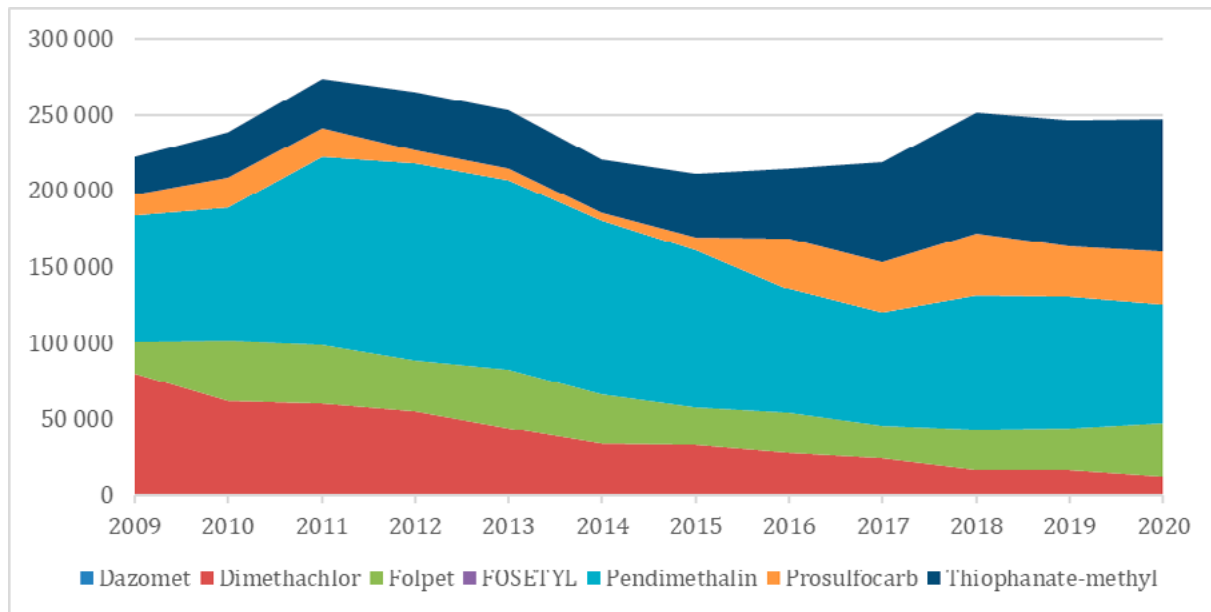
„Hektarové ekvivalenty“: dělí se odhad spotřeby v rámci ČR (data ÚKZÚZ, kg) s doporučenou aplikační dávkou (dle Silva et al., 2021, kg.ha-1).

Při tomto vyjádření nám zaniká dominance terbutylazinu a vyskočí výrazný trend v nárůstu spotřeby **gamma-cyhalotrinu**. Ještě u jedné látky z této skupiny je na základě trendu absolutních spotřeb možno pozorovat nárůst, jedná se o **tefluthrin**, na obrázku však tento trend zaniká.

U účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti v kategorii Dávka–Lidé dospíváme na základě absolutní i relativní spotřeby k tomu, že roste spotřeba **thiofanát-methylu** a vyjádřeno relativně je tento trend ještě výraznější. U další látky **prosulfocarb** rovněž pozorujeme nárůst spotřeby (Graf 7). Vysoká zůstává i spotřeba **pendimethalinu**.

Graf 7:

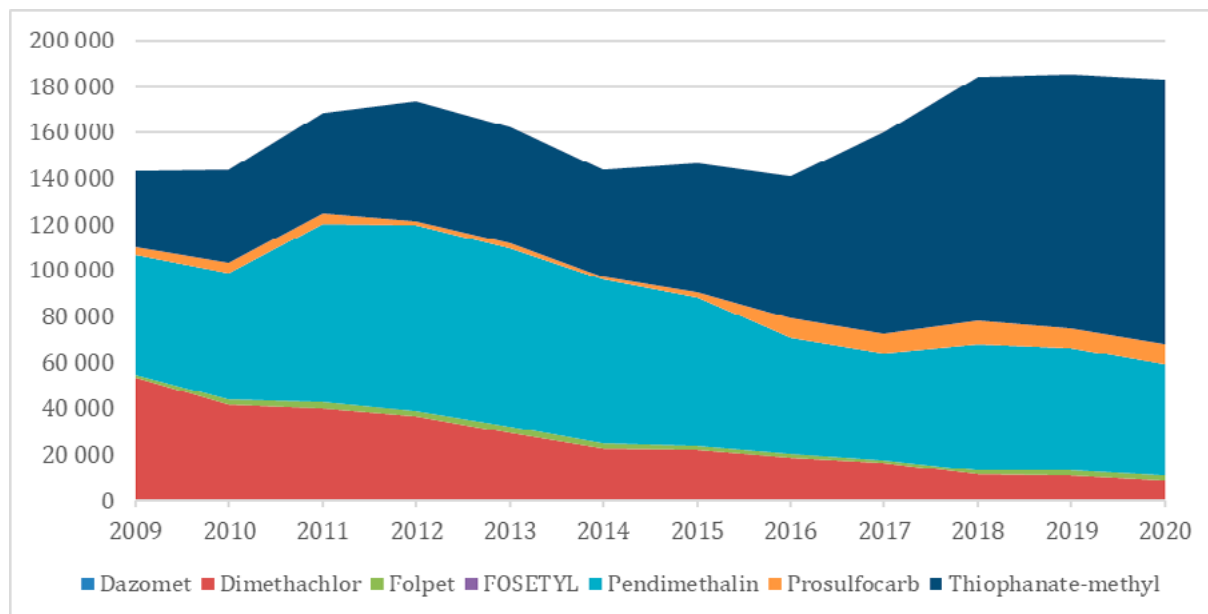
Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro lidi a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami



Data: Odhad spotřeby ÚKZÚZ, přiřazení skóre rizikovosti dle Silva et al., 2021.

Graf 8:

Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro lidi s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami

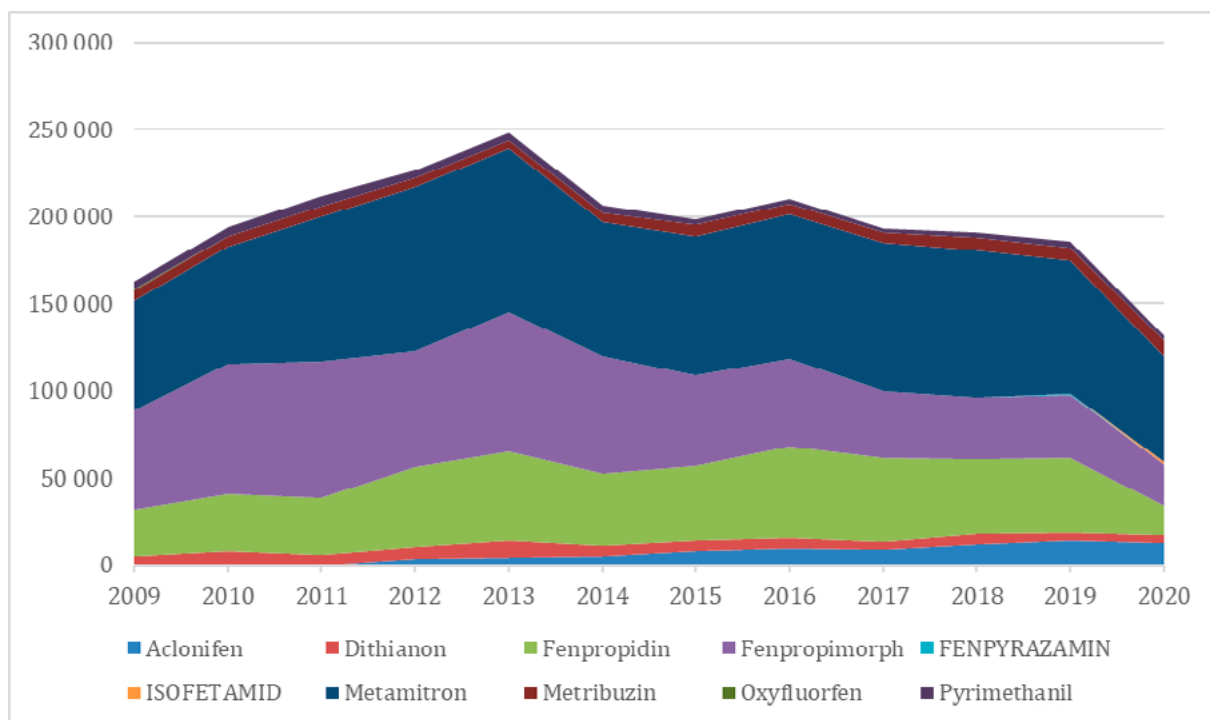


„Hektarové ekvivalenty“: Dělí se odhad spotřeby v rámci ČR (data ÚKZÚZ, kg) s doporučenou aplikační dávkou (dle Silva et al., 2021, kg.ha-1).

U kategorie Dávka–Ekosystémy pozorujeme pokles u absolutních spotřeb u některých látek s vyšší spotřebou a tato skutečnost je patrná, i když spotřebu vyjádříme relativně (grafy 9–10). Nejedná se však o vyrovnaný trend, jelikož v letech 2014–2019 spotřeba příliš neklesala a pak mezi léty 2019 a 2020 je patrný prudký propad, zvláště u spotřeby **fenpropidinu**; zde tedy bude nutné v budoucnu zhodnotit, zda se jedná o anomálii, či součást trendu. Spotřeba **metamitronu** zůstává vysoká.

Graf 9:

*Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami*

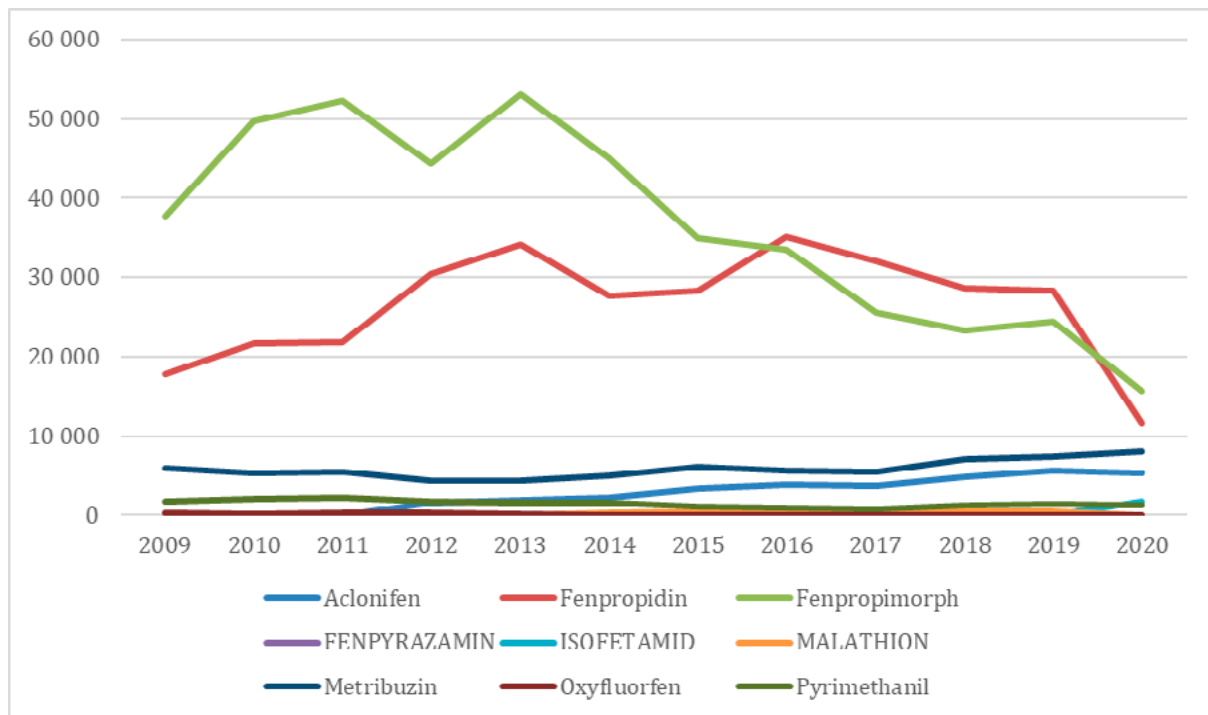


Data: Odhad spotřeby ÚKZÚZ, přiřazení skóre rizikovosti dle dle Silva et al., 2021.

Graf 10 s relativním vyjádřením spotřeb zdůrazňuje nárůst spotřeby **aklonifenu**, přičemž zvýšená pozornost by měla být věnována i **fenpropidinu**, jehož spotřeba sice meziročně (2019–2020) výrazně klesla, ale je otázka, zda se jedná o počátek trendu, či výkyv.

Graf 10:

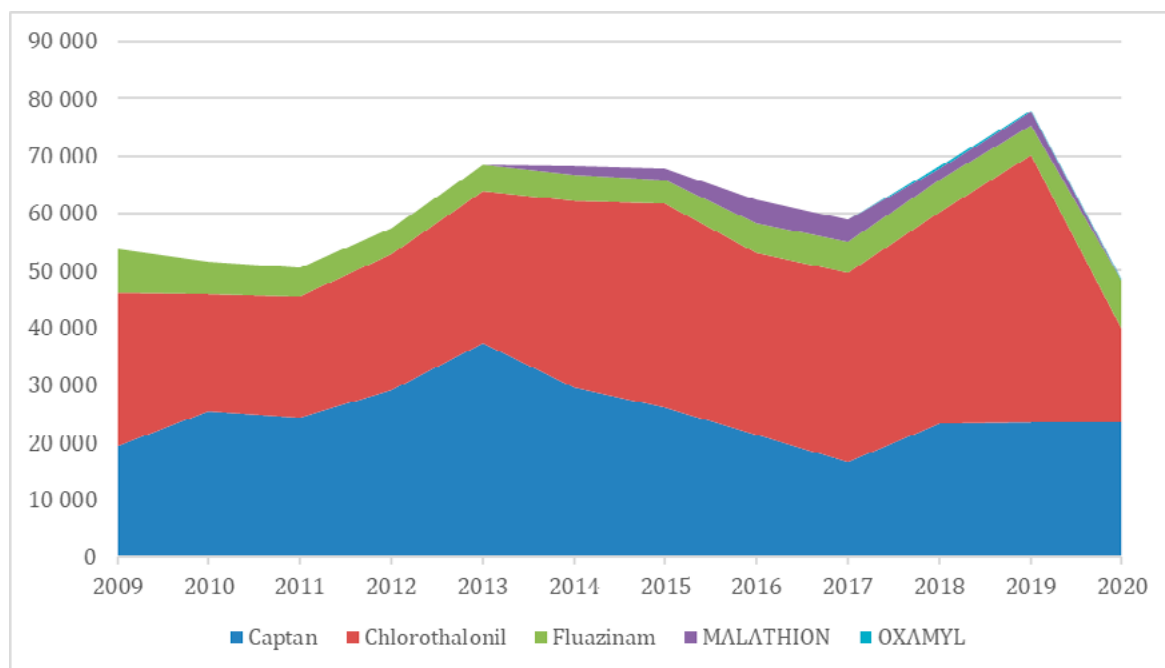
Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami



„Hektarové ekvivalenty“ dělí se odhad spotřeby v rámci ČR (data ÚKZÚZ, kg) s doporučenou aplikační dávkou (dle Silva et al., 2021, kg.ha<sup>-1</sup>).

Graf 11:

Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy lidí a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami



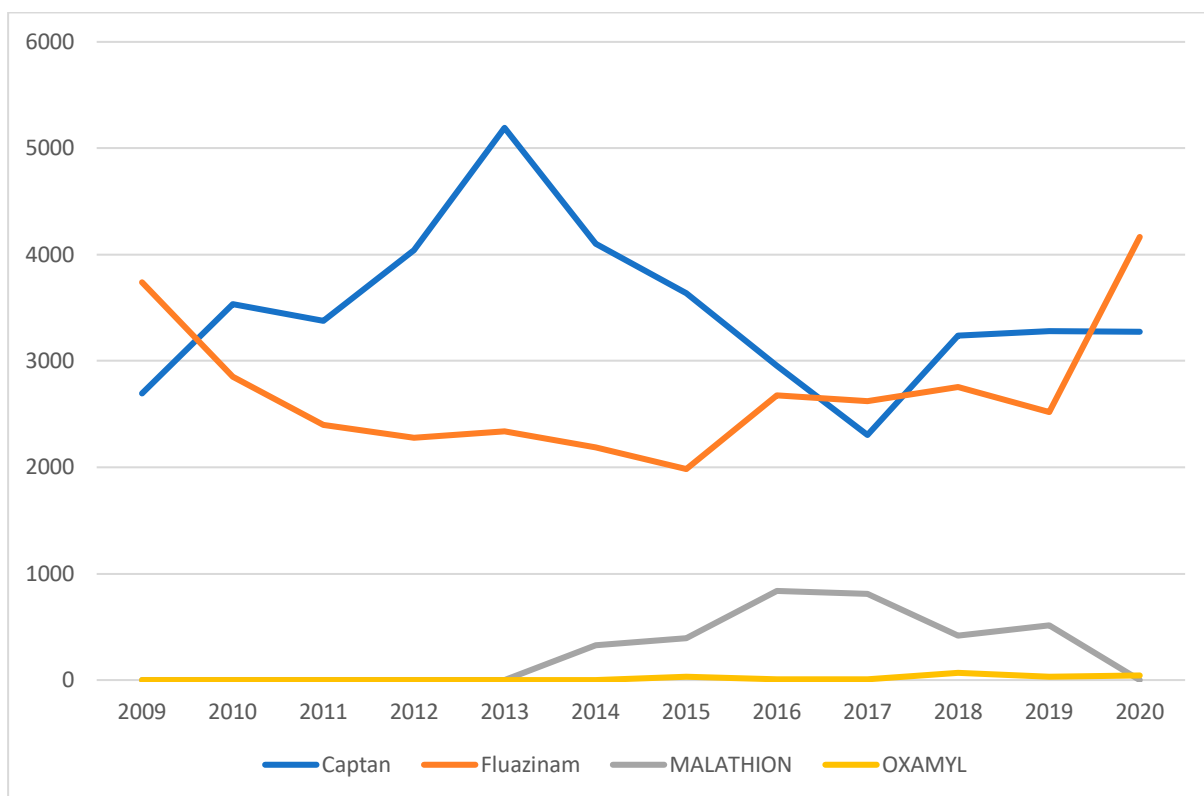
Data: Odhad spotřeby ÚKZÚZ, přiřazení skóre rizikovosti dle Silva et al., 2021.



Rovněž u velmi problematické kategorie z hlediska vysoké nebezpečnosti pro člověka a ekosystémy vidíme při vysoké doporučené dávce velmi nejednoznačnou situaci ve vývoji spotřeby účinných látek s prudkým meziročním poklesem 2019–2020. Spíše setrvalou spotřebu pozorujeme u **captanu** a **fluazinamu**, přičemž důležitost druhého vynikne ve srovnání vztaženém k aplikačním dávkám.

Graf 12:

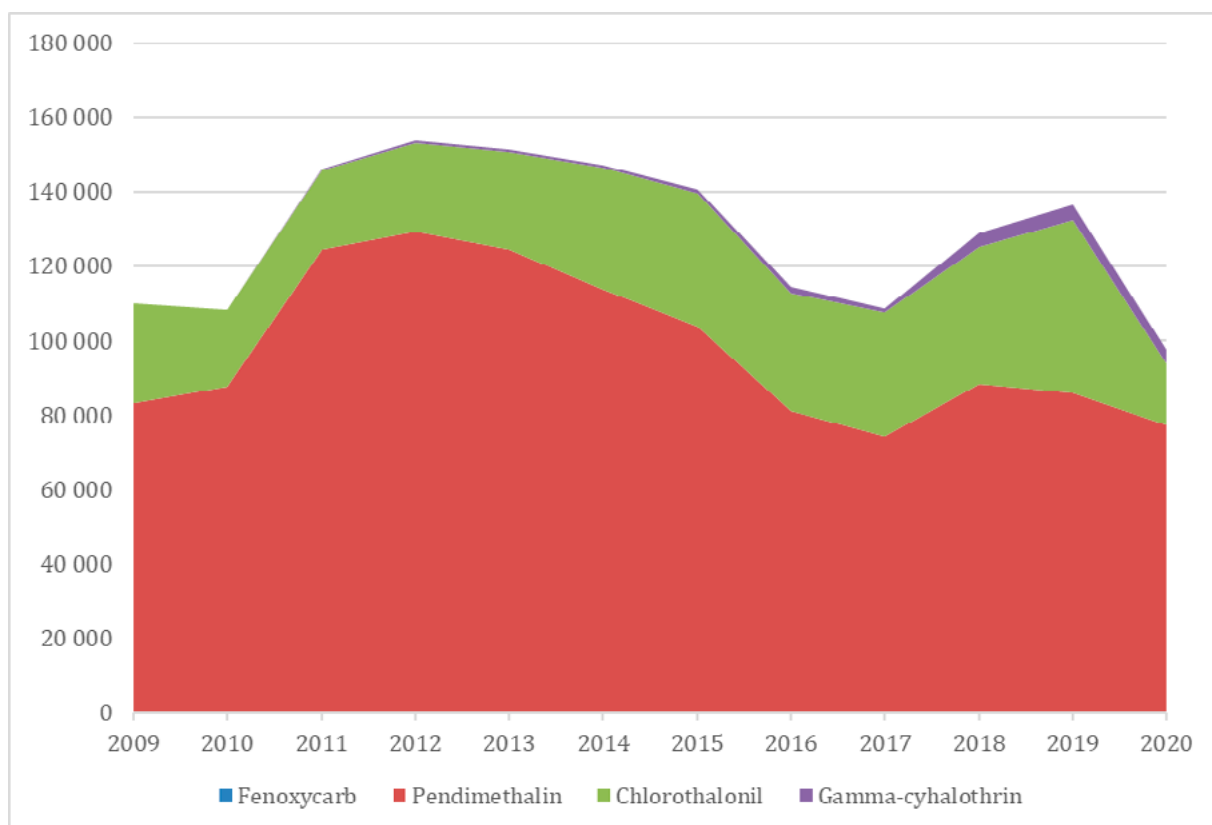
*Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a lidi a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami*



„Hektarové ekvivalenty“ dělí se odhad spotřeby v rámci ČR (data ÚKZÚZ, kg) s doporučenou aplikační dávkou (dle Silva et al., 2021, kg.ha-1).

Graf 13:

Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro lidi



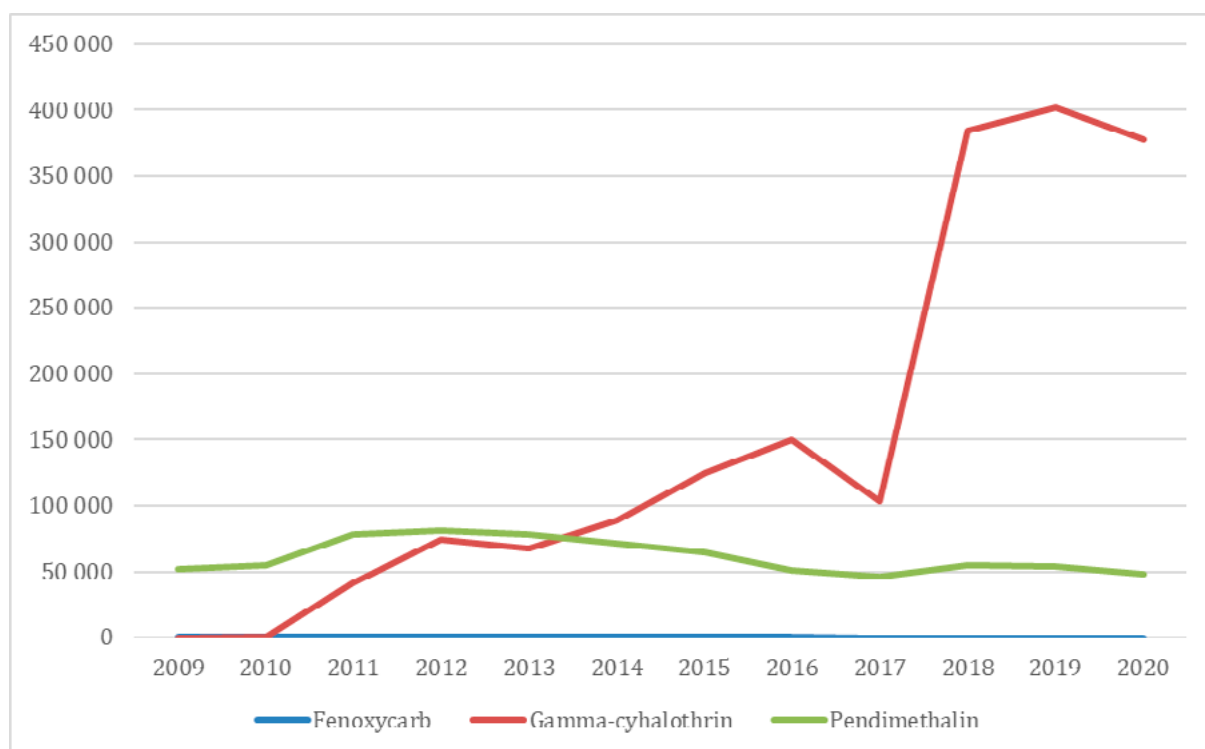
Data: Odhad spotřeby ÚKZÚZ, přiřazení skóre rizikovosti dle Silva et al., 2021.

Z hlediska vysokého skóre nebezpečnosti s ohledem na lidské zdraví stojí za pozornost **pendimethalin** a **chlorothalonil**, jehož spotřeba sice klesá, ale je stále významná.

Z relativně vyjádřené spotřeby vynikne důležitost **gamma-cyhalothrinu**.

Graf 14:

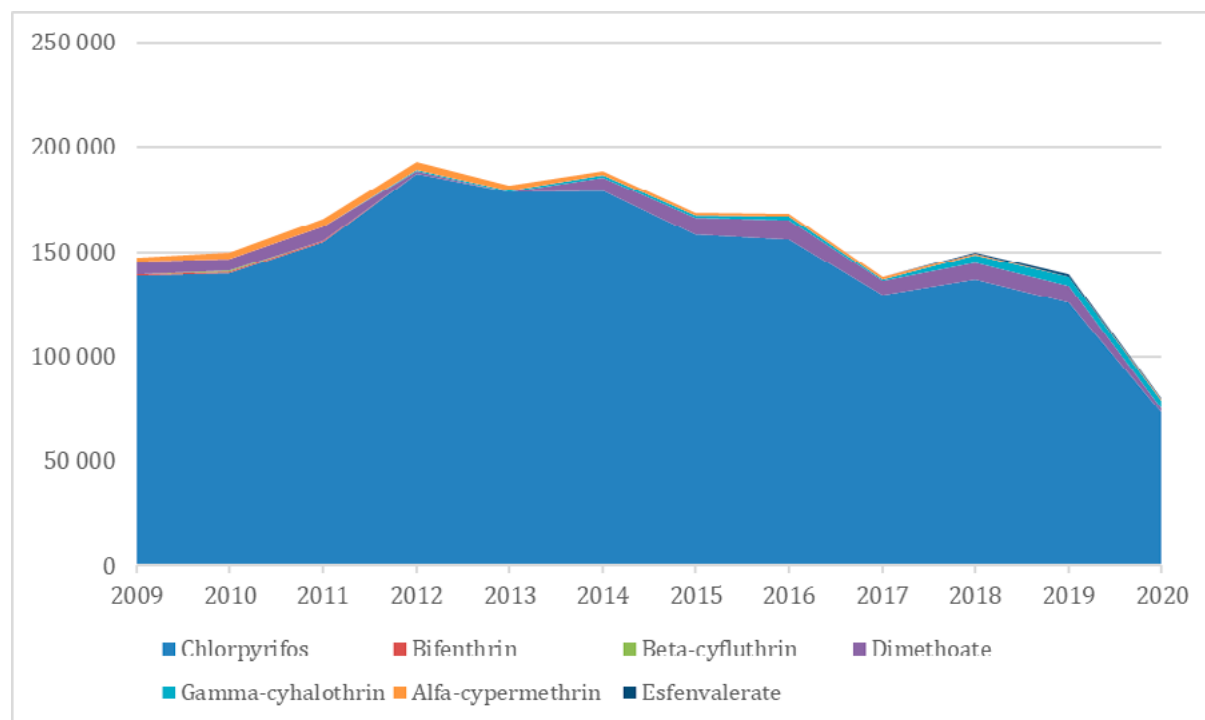
Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro lidi



„Hektarové ekvivalenty“ dělí se odhad spotřeby v rámci ČR (data ÚKZÚZ, kg) s doporučenou aplikační dávkou (dle Silva et al., 2021, kg.ha-1).

Graf 15:

Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy



Data: Odhad spotřeby ÚKZÚZ, přiřazení skóre rizikovosti dle Silva et al., 2021.

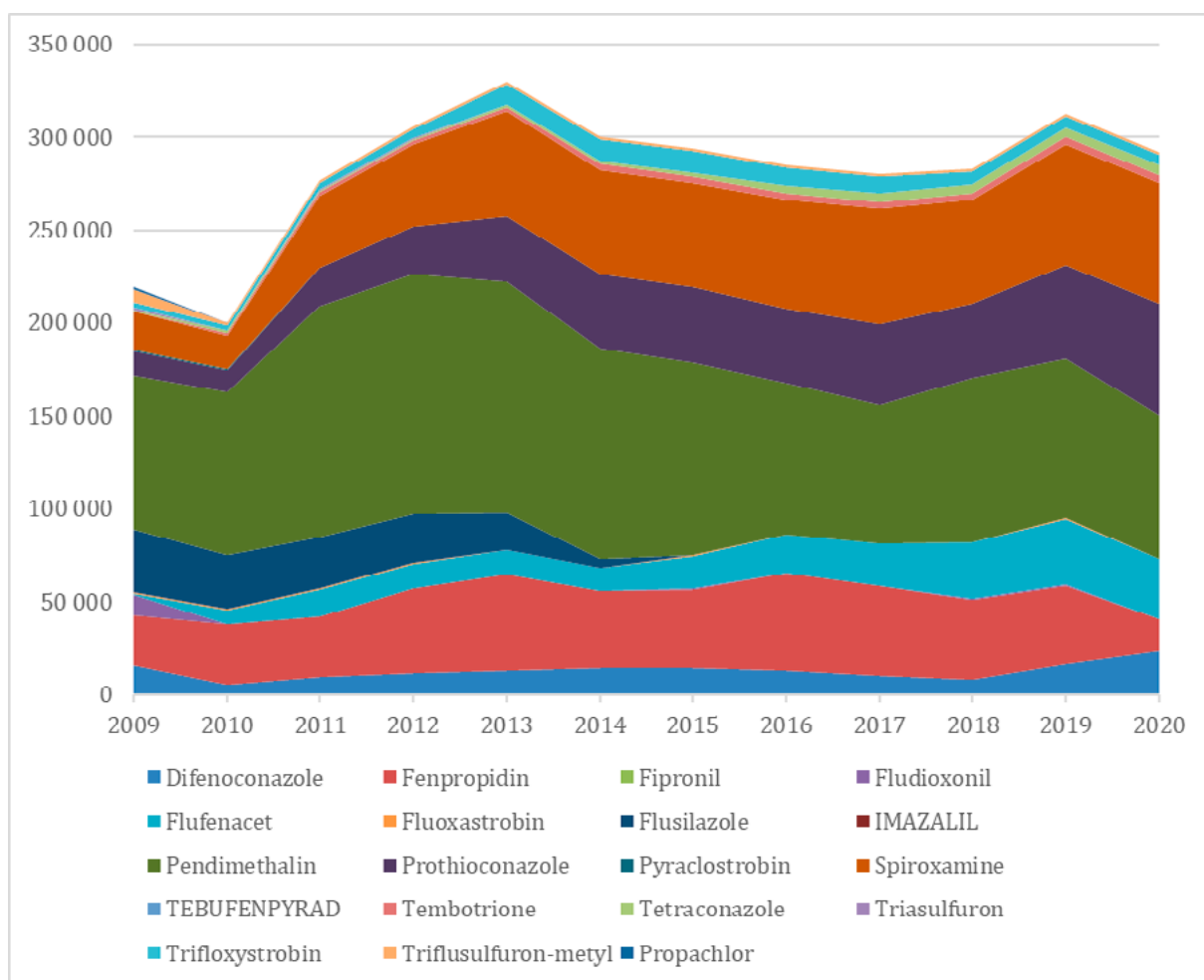
Vysokému skóre nebezpečnosti pro ekosystémy dominuje velmi problematická látka **chlorpyrifos** a relativní srovnání zdůrazní rostoucí význam **gamma-cyhalotrinu**.

Evropská komise 10. ledna 2020 rozhodla o neschválení účinných látek chlorpyrifos a chlorpyrifos-metyl. O tři dny později dostala stopku také látka **thiacloprid**. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) to musel respektovat a zrušil proto povolení pro chemické postřiky s těmito látkami, které se v Česku používají především na ochranu řepky. Přesto bude vhodné dále sledovat rezidua chlorpyrifosu a jeho metabolitů v prostředí.

Metodika určení nejrizikovějších účinných látek, které se zároveň nacházejí v reziduích vod v rámci EU, byla naznačena v kapitole 1.4. Jak vypadá trend celkových spotřeb či jejich vztah k doporučené dávce zde?

Graf 16:

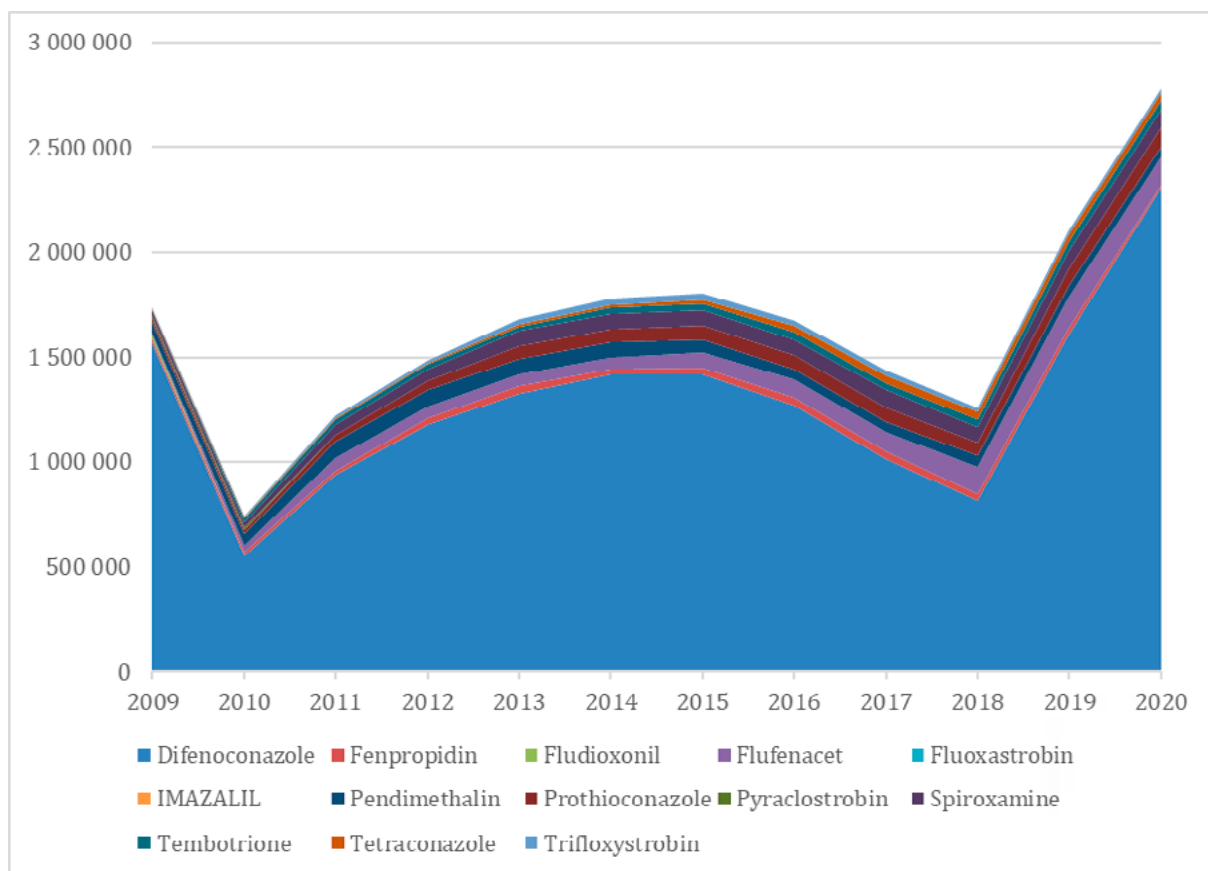
*Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro vodní ekosystémy*



Data: Odhad spotřeby ÚKZÚZ, přiřazení skóre rizikovosti dle Fang et al., 2019.

Graf 17:

Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro vodní ekosystémy



„Hektarové ekvivalenty“ dělí se odhad spotřeby v rámci ČR (data ÚKZÚZ, kg) s doporučenou aplikační dávkou (dle Silva et al., 2021, kg.ha-1).

Jednak vidíme, že spotřeba této skupiny látek po nárůstu v roce 2010 dlouhodobě neklesá, dále je patrná významnost této skupiny, která v objemu použití v roce 2020 představovala zhruba okolo 7 % spotřebovaného množství všech účinných látek.

V relativním srovnání vidíme prudký nárůst významu **difenoconazolu**. Každopádně zvýšenou pozornost vyžadují všechny následující účinné látky ze seznamu: **difenoconazol, fenpropidin, flufenacet, pendimethalin, prothioconazol, spiroxamine, tembotrione, tetraconazol, trifloxystrobin**.

Na základě indexů nebezpečnosti a vývoje spotřeby v ČR přikládám tabulku látek, kterým je třeba věnovat zvýšenou pozornost. EU v posledních letech používá jako nástroj k poklesu spotřeby a rizik pesticidů ukončení autorizace pro řadu látek. Jelikož se toto úsilí zintenzivňuje, oficiálně se nesmí používat už i některé látky uvedené v této tabulce, což je rovněž zmíněno. Tabulka byla doplněna o látky, jejichž rezidua jsou často nacházena ve vodě i půdě (kapitoly 2.1. a 2.2.) – modrá část tabulky.

Tabulka 5:

Tabulka látek vyžadujících zvýšenou pozornost vychází z indexů nebezpečnosti a vývoje spotřeby v ČR

| Látka                         | Rezidua v ČR<br>orná půda dle<br>studie Hofman<br>et al., 2018 1) | Rezidua ČR<br>zemědělská<br>půda dle<br>Poláková et al.,<br>2021 ÚKZÚZ 2) | Významná<br>rezidua ve<br>vodách dle<br>Kodeš 3) | Kde se aplikuje                                                                                                                | Kandidát na nahraze-<br>ní (ano-ne) a zároveň<br>autorizován v rámci ČR<br>2022 + spotřeba v roce<br>2020 v rámci ČR v kg |
|-------------------------------|-------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Aklonifen</b>              | neanalyzován                                                      |                                                                           | –                                                | herbicide, brambory, zelenina,<br>kukuřice, slunečnice; obilniny<br>s diflufenicanem a flufenacet                              | ano, 12636                                                                                                                |
| <b>Captan</b>                 | neanalyzován,<br>kvůli zaměření<br>studie                         |                                                                           | –                                                | fungicid, ovoce, rajče                                                                                                         | ne, 23589                                                                                                                 |
| <b>Difenoconazol</b>          | ano                                                               | ano                                                                       | –                                                | fungicid, široké užití, např. obilniny,<br>zelenina, s azoxystrobinem,                                                         | ano, 23063                                                                                                                |
| <b>Fenpropidin</b>            | ano                                                               | ano                                                                       | –                                                | fungicid, ječmen, pšenice                                                                                                      | ne, 17394                                                                                                                 |
| <b>Fluaznam</b>               | neanalyzován                                                      |                                                                           | –                                                | Fungicid, brambor                                                                                                              | ne, 8332                                                                                                                  |
| <b>Flufenacet</b>             | neanalyzován<br>kvůli<br>technickým<br>potížím                    |                                                                           | –                                                | herbicide, obilniny, kukuřice,<br>s metribuzinem, diflufenicanem                                                               | ano, 31940                                                                                                                |
| <b>Gamma-cyha-<br/>lotrin</b> | neanalyzován                                                      |                                                                           | –                                                | insekticid, obilniny, brambory,<br>hořčice, mák, hrách                                                                         | ano, 3772                                                                                                                 |
| <b>Chlorothalonil</b>         | neanalyzovali<br>kvůli<br>technickým<br>potížím                   |                                                                           | –                                                | fungicid, houby                                                                                                                | ne, 16461, vypršela<br>autorizace                                                                                         |
| <b>Chlorpyrifos</b>           | ano                                                               | ano<br>– sporadicky                                                       |                                                  | insekticid, ovoce, dále na cukrovou<br>řepu, kukuřici, obilniny, papriku,<br>okurky, rajčata, brambory, řepku<br>olejku.       | ne, 73435, vypršela<br>autorizace                                                                                         |
| <b>Metamitron</b>             | ano                                                               |                                                                           | ano                                              | herbicide, řepa krmná, cukrovka                                                                                                | ne, 61141                                                                                                                 |
| <b>Pendimethalin</b>          | ano                                                               | ano                                                                       | –                                                | herbicide, obilniny, zelenina,<br>brambory, řepa, luštěniny, kukuřice,<br>řepka, s diflufenikanem, chlortoluron,<br>flufenacet | ano, 77302                                                                                                                |
| <b>Prosulfocarb</b>           | neanalyzován,<br>kvůli zaměření<br>studie                         |                                                                           | –                                                | herbicide, brambory, zeleniny,<br>slunečnice, s diflufenicanem,<br>metribuzinem,                                               | ne, 35487                                                                                                                 |
| <b>Prothioconazol</b>         | ne                                                                |                                                                           | –                                                | fungicid, obilniny, řepka                                                                                                      | ne, 60188                                                                                                                 |
| <b>Spiroxamine</b>            | ano                                                               | ano                                                                       | –                                                | fungicid, obilniny, réva,<br>např. s prothioconazolem,<br>tebuconazolem                                                        | ne, 64853                                                                                                                 |

Tabulka 5:  
pokračování tabulky

| Látka                   | Rezidua v ČR<br>orná půda dle<br>studie Hofman<br>et al., 2018 1) | Rezidua ČR<br>zemědělská<br>půda dle<br>Poláková et al.,<br>2021 ÚKZÚZ 2)                                                                             | Významná<br>rezidua ve<br>vodách dle<br>Kodeš 3)                                        | Kde se aplikuje                                                                                                                                        | Kandidát na nahraze-<br>ní (ano-ne) a zároveň<br>autorizován v rámci ČR<br>2022 + spotřeba v roce<br>2020 v rámci ČR v kg |
|-------------------------|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Tefluthrin</b>       | ne                                                                |                                                                                                                                                       | –                                                                                       | insekticid, zelenina, kukuřice,<br>lesní dřeviny, brambor                                                                                              | ne, 2128                                                                                                                  |
| <b>Tembotrione</b>      | neanalyzován                                                      |                                                                                                                                                       | –                                                                                       | herbicid, kmín, kukuřice, mák                                                                                                                          | ano, 3999                                                                                                                 |
| <b>Terbutylazin</b>     | ano                                                               | ano, zvláště<br>jeho metaboli-<br>ty -2-hydroxy-<br>terbutylazin<br>i samotný,<br>dlouhé setrvá-<br>ní v půdě; po-<br>volená nečis-<br>tota – atrazin | ano                                                                                     | herbicid, kukuřice, čirok,<br>pethoxamid, s flufenacet,<br>metolachlor,                                                                                | ne, 71600                                                                                                                 |
| <b>Tetraconazol</b>     | neanalyzován                                                      |                                                                                                                                                       | –                                                                                       | fungicid, réva, jabloň, obilniny                                                                                                                       | ne, 5242                                                                                                                  |
| <b>Thiofanát-methyl</b> | ne                                                                | v půdě se<br>mění na car-<br>bendazim                                                                                                                 | ano                                                                                     | fungicid, s epoxiconazolm, řepka<br>pšenice, ječmen, žito, tritikale, cuk-<br>rovka, řepa krmná                                                        | ne, 86414, vypršela au-<br>torizace                                                                                       |
| <b>Trifloxystrobin</b>  | ne                                                                |                                                                                                                                                       | –                                                                                       | fungicid, řepa, obilniny, zelenina,<br>ovoce, réva, salát, s prothioconazol,<br>spiroxamine, bixafen, řepa, obilniny,<br>zelenina, ovoce, réva, salát, | ne, 6033                                                                                                                  |
| <b>Azoxystrobin</b>     | ano                                                               | ano<br>– uvádí<br>stabilitu<br>v půdě                                                                                                                 | ano                                                                                     | šírokospektrální fungicid používaný<br>hlavně na ochranu obilnin,<br>brambor, řepky, jahod, malin                                                      | ne, 53105                                                                                                                 |
| <b>Bentazon</b>         |                                                                   |                                                                                                                                                       | ano                                                                                     | herbicid, luštěniny, obiloviny,<br>pícniny, kukuřice                                                                                                   | ne, 16448                                                                                                                 |
| <b>Diflufenican</b>     | ano                                                               | ano                                                                                                                                                   | –                                                                                       | herbicid, obilniny (v současnosti<br>nejrozšířenější herbicidní<br>účinná látka v obilninách),<br>s pendimethalinem,<br>chlortuloronem, flufenacet     | ano, 37090                                                                                                                |
| <b>Epoxyconazol</b>     | ano, nejčastější<br>z conazolových<br>pesticidů                   | ano<br>– dlouhý<br>poločas<br>rozpadu                                                                                                                 | metabolit<br>1,2,4-triazol,<br>což je vý-<br>znamný<br>kontaminant<br>podzemních<br>vod | fungicid, obilniny, řepa,<br>s azoxystrobin, thiofanát-metyl,<br>prochloraz                                                                            | ne, 28659 vypršela<br>autorizace                                                                                          |

Tabulka 5:  
pokračování tabulky

| Látka                | Rezidua v ČR<br>orná půda dle<br>studie Hofman<br>et al., 2018 1) | Rezidua ČR<br>zemědělská<br>půda dle<br>Poláková et al.,<br>2021 ÚKZÚZ 2) | Významná<br>rezidua ve<br>vodách dle<br>Kodeš 3) | Kde se aplikuje                                                                                                         | Kandidát na nahraze-<br>ní (ano-ne) a zároveň<br>autorizován v rámci ČR<br>2022 + spotřeba v roce<br>2020 v rámci ČR v kg |
|----------------------|-------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Fenpropimorf</b>  | ano                                                               | ano                                                                       | –                                                | fungicid                                                                                                                | ne, 23490; vypršela<br>autorizace                                                                                         |
| <b>Hexazinon</b>     |                                                                   |                                                                           | ano                                              | herbicid (lesní buřeň)                                                                                                  | vypršela autorizace                                                                                                       |
| <b>Chloridazon</b>   |                                                                   |                                                                           | ano                                              | herbicid – řepa                                                                                                         | ne; 12252; vypršela<br>autorizace                                                                                         |
| <b>Chlorotoluron</b> | ano                                                               | ano                                                                       | ano                                              | herbicid, ozimé plodiny, mák,<br>díflufenican, chlortoluron,<br>pendimethalin                                           | ano, 112684                                                                                                               |
| <b>Metazachlor</b>   |                                                                   |                                                                           | ano                                              | herbicid, řepka, zelenina,<br>s aminopyralid, pikloram                                                                  | ne, 131922S-                                                                                                              |
| <b>S-metolachlor</b> |                                                                   |                                                                           | ano                                              | herbicid, kukuřice, čirok,<br>s terbuthylazinem                                                                         | ne, 50194                                                                                                                 |
| <b>Tebuconazol</b>   |                                                                   |                                                                           | ano                                              | fungicid, obilniny, řepka, ovoce,<br>réva, fenpropidin, prochloraz,<br>azoxystrobin a dalšími<br>conazolovými fungicidy | ano, 159782                                                                                                               |

1) Hofman et al., 2018

2) Poláková et al., 2021

3) Kodeš, 2017



## 1.7. Odhad spotřeby účinných látek v rámci metodiky ÚKZÚZ

Grafy o spotřebách uvedené v předchozích kapitolách jsou založeny na datech z ÚKZÚZ. Občas se ve veřejném prostoru objevují pochybnosti ohledně postupů na jejichž základě ÚKZÚZ spotřeby odhaduje. Zajímavé jsou především výhrady od jiné instituce státní správy – Národního kontrolního úřadu. NKÚ má pochybnosti k metodice sběru těchto dat: „NKÚ hodnotí současný systém evidence spotřeby dusičnanů a pesticidů v zemědělské výrobě bez možnosti provádět komplexní monitoring spotřeby v reálném čase jako neefektivní, nedostatečný a neprůkazný,“ konstatuje kontrolní závěr úřadu.

„Ministerstvo sleduje jen množství látek uvedených na trh v ČR a roční údaje o spotřebě pesticidů zjišťuje jen u 10 % zemědělců. Navíc tyto údaje neověřuje. Elektronická data o použití hnojiv předávají zemědělci MZe jen na základě dobrovolnosti, MZe tak nemá informace o skutečné spotřebě hnojiv v ČR“

„Vybraní zemědělci tedy zašlou jednou ročně na ÚKZÚZ údaje o své celkové spotřebě. Údaje se přitom vztahují k sídlu dané zemědělské společnosti a není tak evidováno, kde přesně se pesticidy v přírodě použily. Každý zemědělec má sice podle platné vyhlášky povinnost vést si evidenci své spotřeby pesticidů a také hnojiv. Jestli to skutečně dělá, se ale řeší jen namátkovými kontrolami a s výjimkou vybraných zhruba 10 % zemědělců se tyto údaje státu nepředávají“, jak je uvedeno v článku Roberta Břešťana na serveru Hlídací pes poukazujícím na tento problém <https://hlidacipes.org/prilis-mnoho-pesticidu-v-ceske-vode-podle-statu-jejich-spotreba-klesa-data-vsak-jen-odhaduje/>.

Pokud existují pochybnosti o odhadech spotřeby pesticidů v ČR, je o to důležitější monitoring jejich zbytků reálně nalézáných v různých složkách životního prostředí a potravinách.

## 2. Rezidua ve složkách životního prostředí v ČR

### 2.1. Půda

Obsah této kapitoly vychází především z několika vzorkovacích kampaní reziduí pesticidů v půdách, který realizovaly týmy výzkumníků z centra Recetox a ÚKZÚZ (Hvězdová et al., 2018; Poláková et al., 2021).

Vzorky pro první zmiňovanou studii (Hvězdová et al., 2018; Hofman, 2018) byly odebrány v únoru a březnu 2015 (3–4 měsíců po posledních možných aplikacích pesticidů a před jejich první jarní aplikací) na 75 lokalitách v celé ČR. Jednalo se výlučně o ornou půdu. Pomocí satelitních snímků byly pro lokality určeny plodiny ve třech letech před vzorkováním (2012–2014), což je důležité pro některé závěry. Studie byla provedena v rámci aktivit výzkumného centra Recetox.

U druhé studie (Poláková et al., 2021) se jedná o soustavný monitoring, z něhož jsou dostupné výsledky pro léta 2014–2019. Monitoring byl zahájen v roce 2014 na 35 lokalitách s ornou půdou, na 5 lokalitách s travními porosty a na 5 lokalitách v chráněných územích. Vzorky ornice získávali výzkumníci vždy brzy na jaře, pokud možno před první aplikací přípravků na ochranu rostlin. Druhá studie prezentuje výsledky bazálního monitoringu půd prováděného ÚKZÚZ.

Zajímavé je rovněž připomenout, jaké množství z aktivních látek povolených v ČR bylo v rámci těchto studií analyzováno: jednalo se o 53 účinných látek a 15 jejich metabolitů v rámci první studie a 71 účinných látek v rámci druhé studie.

Je tedy zřejmé, že jde pouze o část z více než 200 povolených aktivních látek. Důvody pro analyzování pouze této podmnožiny jsou například zacílení na látky aplikované na orných půdách a ve venkovním prostoru (Hvězdová et al., 2018; Hofman, 2018), zaměření na toxikologicky více problematické látky aplikované na důležitých plodinách, zaměření na látky, jejichž rezidua jsou často nacházena ve vodách, ale také důvody kapacitní a důvody vysokých limitů detekce (LOQ), čili důvody omezenosti použité analytické instrumentace. Relativně vysoké limity detekce mohly ovlivnit i četnost nálezů některých látek, který byly předmětem analýzy (např. pendimethalin, chlorpyrifos).

Nutno říct, že mezi stanovované látky byly zahrnuty i aktivní látky, které již jsou zakázány. Navíc od doby odběrů řada aktivních látek přišla o autorizaci a další nabyly většího významu (viz Tabulka 5).

Navzdory cennosti těchto údajů se tedy ani v jednom případě nejedná o dostatečně obsáhlý monitoring odrážející současný stav kontaminace půd rezidui z hlediska komplexu aktuálně aplikovaných látek a jejich metabolitů. Provádět takový monitoring by bylo velmi náročné, ale z hlediska odhadu skutečných rizik velmi potřebné, jak bude rozebráno dále.

Navzdory omezenému rozsahu přinesly uvedené studie i tak velmi cenné a v českém kontextu ojedinělé informace. Následuje shrnutí zjištění citovaných studií (Hvězdová et al., 2018; Hofman, 2018; Poláková et al., 2021), případné další zdroje jsou v textu citovány.

Tato zjištění nejdříve shrnu do několika bodů a následně více rozvedu:

- a. zahraniční limity pro bezpečné koncentrace analyzovaných pesticidů v půdě byly často překročeny (tyto limity jsou založeny na výpočtu rizik)
- b. řada v půdě zjištěných pesticidů patří mezi podezřelé karcinogeny či endokrinní disruptory
- c. látky se vyskytují ve směsích, jejichž (eko)toxicita může být aditivní či dokonce synergická
- d. nejčastěji nacházené látky patří do skupiny triazinových herbicidů, triazolových fungicidů, chloracetanilidových herbicidů, vysokou pozornost zaslouží i látky fenpropidin a diflufenican
- e. problematické mohou být povolené nečistoty v rámci aktivních látek, jako ilustrují níže pro případ terbuthylazinu
- f. některé látky či jejich metabolity byly detekovány řadu let po jejich zákazu: např. metabolit v roce 2005 zakázaného atrazinu, 2-hydroxyatrazin

Mezi látky detekované v půdě nejčastěji patřili zástupci triazinových herbicidů, a navíc ve významných koncentracích: zhruba polovina půd obsahovala sumu triazinů překračující preventivní limit 0,01 mg/kg.

Podívejme se nyní na některé látky z této skupiny: zakázaný atrazin a simazin a stále povolený terbuthylazin a jejich metabolity. Problematika těchto látek ukazuje na:

1. Důležitost detekce metabolitů (látek, na něž se „mateřská“ látka v půdě rozloží), jelikož právě ty byly v případě triazinů velmi často detekovány, zejména hydroxy-triaziny. 2-hydroxy-terbuthylazin a 2-hydroxy-atrazin patřily také mezi látky nejčastěji překračující limit 0,01 mg/kg a dosahující nejvyšších maximálních koncentrací (0,075 respektive 0,124 mg/kg). To odpovídá jejich silné sorpci a významné perzistenci v půdě.
2. Problematiku povolených nečistot, jelikož přestože jsou atrazin a simazin už řadu let zakázané, jsou povoleny coby nečistoty v rámci stále aplikovaného terbuthylazinu (u atrazinu do 0,1 %, u simazinu do 3 %).

**Atrazin a simazin** byly používány jako herbicidy. Užití těchto látek jako aktivních látek bylo v rámci EU zakázáno již v roce 2004. Jedná se o látky významně toxické pro vodní prostředí, prioritní látky vodní politiky EU, podezřelé karcinogeny a endokrinní disruptory. Navzdory zákazu jsou atrazin a simazin či jejich transformační produkty často nacházeny jako konta-

minanty evropských vod i půd. Místo atrazinu bylo doporučeno používat další látky ze skupiny triazinů, např. právě terbuthylazin.

Rychlost rozpadu atrazinu závisí na prostředí, v němž se vyskytuje. Nejrychleji podléhá rozkladu v ovzduší, nejpomaleji v půdě. Vzniklé metabolity jsou relativně dobře rozpustné ve vodě, a může tedy docházet ke kontaminaci povrchových a podzemních vod, zároveň mají tendenci vázat se na půdní částice a takto přetrvávat v životním prostředí mnohem déle než mateřská látka. Na monitorovacích plochách je 2-hydroxyatrazin detekován i více než 15 let po ukončení používání atrazinu.

Hladiny transformačních produktů atrazinu a simazinu nalezené v českých orných půdách mohou být problematické, protože významně překračovaly dostupné limity pro atrazin a simazin (i když se mohou rizika pro mateřské látky a jejich metabolity lišit): limity US EPA pro ochranu podzemní vody (0,0002 a 0,0003 mg/kg pro atrazin, respektive simazin) a holandské limity (0,0002 a 0,000009 mg/kg pro atrazin, respektive simazin) (de Bruijn et al. (1998) byly v případě studie centra Recetox překročeny vždy, když byly tyto látky detekovány.

Stále povolenou látkou je **terbuthylazin**, jehož zbytky byly detekovány v půdách i několik let po aplikaci. Terbuthylazin se v ovzduší rychle rozkládá, případně je z atmosféry vymýván suchou a mokrou depozicí. V půdě je mírně až nízkou mobilní, interaguje s půdními částicemi za vzniku silně vázaných reziduí. Akutní riziko terbuthylazinu vůči půdním (mikro) organismům je odhadnuto jako nízké, nicméně pro vodní organismy je velmi toxický. Jeho metabolity setrvávají v půdě déle (pro 2-hydroxyterbuthylazin se udává poločas rozpadu 207 až > 1 000 dní); samotný terbuthylazin řadíme podle našich zkušeností do skupiny látek s dlouhým setrváním v půdě.

Zarážející je, že **terbuthylazin** byl v roce 2008 rozhodnutím Evropské komise, stejně jako atrazin, zakázán, lhůta pro zlikvidování zásob byla do 31. prosince 2011, nicméně dalším nařízením komise bylo používání této účinné látky opět schváleno.

Častý reziduální výskyt simazinu v půdách lze vysvětlit jeho vnosem coby nečistoty terbuthylazinu, o čemž svědčí vázanost raných rozpadových produktů simazinu v půdě na plochy, kde se pěstovala kukuřice. Právě na pěstování kukuřice je užití terbuthylazinu silně vázáno. Takto mohou být vnášeny do zemědělských půd řádově tuny simazinu ročně (Hofman, 2018).

Zajímavé je, že studie se zcela neshodnou ve vysvětlení častých nálezů metabolitu hydroxyatrazinu v půdě. Studie ÚKZÚZ ukazuje spíše na staré zátěže a vnos skrze nečistoty v terbuthylazinu, studie centra Recetox zdůrazňuje jako pravděpodobné vysvětlení to, že metabolity atrazinu zůstávají v půdě mnohem déle, než udávají údaje z databází. To poukazuje na další důležitý problém, totiž možné podhodnocení některých rizik v rámci databází pesticidů, které slouží jako zdroje dat pro schvalovací autorizační procesy.

Metabolity triazinů byly detekovány i na Studniční hoře v Krkonošském národním parku, ve výšce 1555 m. n. m. spolu s dávno zakázanými pesticidy DDT, HCB a HCH, což svědčí o dálko-

vém přenosu těchto látek atmosférou. Tyto metabolity byly nalezeny i v travních porostech, kde nebyly aplikovány již minimálně 20 let.

Další problematickou skupinu látek, které v půdě setrvávají řadu let po aplikaci, tvoří zástupci triazolových fungicidů. V rámci studie Recetox byl některý ze zástupců těchto látek nalezen v 74 % půd, a to rovněž ve významných koncentracích – 53 % půd obsahovalo sumu triazolových fungicidů překračující 0,01 mg/kg. Některé z nejčastěji detekovaných látek se již nesmí aplikovat (epoxyconazol, konec registrace 2020, flusiazol, zakázán již delší dobu, prochloraz, konec registrace 2021), jiné se stále používají (tebuconazol). Tebuconazol může poškodit vyvíjející se plod a reprodukci, je rovněž vysoce toxický pro vodní organismy.

S výjimkou tebuconazolu nebyl výskyt conazolových fungicidů asociován s kultivací plodin na lokalitách. To naznačuje, že jejich poločas života v půdách je dostatečně dlouhý na to, aby byly detekovatelné i řadu let po aplikaci a lze je tak zařadit mezi dlouhodobá rezidua. Tebuconazol se významně častěji a ve vyšších koncentracích vyskytoval na lokalitách s ozimou řepkou v momentě vzorkování potvrzující podzimní ranou aplikaci. Další v půdách často detekovanou látkou z této skupiny je cyprokonazol (konec autorizace až 2021). Významnou cestou vstupu tebuconazolu a cyprokonazolu do půdy je/bylo používání mořeného osiva.

Z látek, které přetrvávají v půdě přes dřívější zákaz, je možno jmenovat flusilazol. Pro jeho dlouhodobé setrvání v půdě hovoří zejména dlouhý poločas rozpadu. A díky výpočtům předpokládaných koncentrací flusilazolu v půdě víme, že i více než 10 let po aplikaci lze v půdě očekávat obsahy vyšší než 0,01 mg/kg (Poláková et al., 2021).

Triazolové pesticidy mají společný toxikologicky relevantní metabolit 1,2,4-triazol, což je významný kontaminant podzemních vod, přičemž půda je považována za primární cestu kontaminace podzemních vod touto látkou (viz dále).

U triazolových látek také existuje možnost vzniku rezistence (výskyt kmenů plísní a hub odolných vůči azolovým látkám) při nesprávném používání. Proto je velmi často regulován i počet aplikací do plodiny, případně je doporučeno střídání s jinými účinnými látkami s jiným mechanismem účinku. Vzhledem k těmto skutečnostem najdeme i u stále používaných triazolových herbicidů některé kandidáty na nahrazení.

*Tabulka 6:*

*Zjištěné triazoly v bazálním monitoringu půd ÚKZÚZ a jejich koncentrace (v mg na kg půdy)*

| Parametr      | Průměr | Medián | Minimum | Maximum | Celkový počet nálezů |
|---------------|--------|--------|---------|---------|----------------------|
| cyproconazol  | 0,009  | 0,007  | 0,003   | 0,027   | 47                   |
| difenoconazol | 0,007  | 0,005  | 0,003   | 0,025   | 18                   |
| epoxyconazol  | 0,012  | 0,010  | 0,003   | 0,049   | 139                  |

| Parametr     | Průměr | Medián | Minimum | Maximum | Celkový počet nálezů |
|--------------|--------|--------|---------|---------|----------------------|
| flusilazol   | 0,009  | 0,006  | 0,003   | 0,028   | 72                   |
| metconazol   | 0,008  | 0,005  | 0,003   | 0,017   | 13                   |
| propiconazol | 0,007  | 0,005  | 0,003   | 0,030   | 50                   |
| tebuconazol  | 0,023  | 0,012  | 0,003   | 0,213   | 108                  |
| triadimenol  | 0,008  | 0,008  | 0,005   | 0,013   | 8                    |

Zpracováno dle Poláková et al., 2021, červeně jsou vyznačeny látky, které se stále používají (2022)

Tabulka 7:

Pesticidy a jejich metabolity, které byly v rámci studie centra Recetox identifikovány ve více než 10 % zkoumaných půd

| Složka                   | Počet půd se zjištěnou danou sloučeninou (% ze 75 studovaných půd) | Počet půd se zjištěnou danou sloučeninou překračující hodnotu 0,01 mg/kg (% ze 75 studovaných půd) | Průměrná koncentrace (mg/kg) | Maximální koncentrace (mg/kg) |
|--------------------------|--------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| terbuthylazine EQ        | 62 (83 %)                                                          | 26 (35 %)                                                                                          | 0,016                        | 0,099                         |
| terbuthylazine-2-hydroxy | 62 (83 %)                                                          | 18 (24 %)                                                                                          | 0,012                        | 0,075                         |
| epoxiconazol             | 36 (48 %)                                                          | 19 (25 %)                                                                                          | 0,013                        | 0,031                         |
| simazine EQ              | 33 (44 %)                                                          | 1 (1 %)                                                                                            | 0,002                        | 0,036                         |
| simazine-2-hydroxy       | 33 (44 %)                                                          | 1 (1 %)                                                                                            | 0,002                        | 0,024                         |
| atrazine EQ              | 32 (43 %)                                                          | 26 (35 %)                                                                                          | 0,031                        | 0,135                         |
| atrazine-2-hydroxy       | 29 (39 %)                                                          | 19 (25 %)                                                                                          | 0,027                        | 0,123                         |
| tebuconazol              | 27 (36 %)                                                          | 8 (11 %)                                                                                           | 0,010                        | 0,028                         |
| flusilazole              | 17 (23 %)                                                          | 5 (7 %)                                                                                            | 0,007                        | 0,019                         |
| prochloraz               | 16 (21 %)                                                          | 4 (5 %)                                                                                            | 0,009                        | 0,028                         |

|                                              |           |           |       |       |
|----------------------------------------------|-----------|-----------|-------|-------|
| fenpropidin                                  | 15 (20 %) | 10 (13 %) | 0,023 | 0,062 |
| terbutylazine-desethyl                       | 15 (20 %) | 0 (0 %)   | 0,002 | 0,007 |
| diflufenican                                 | 13 (17 %) | 13 (17 %) | 0,025 | 0,051 |
| terbutylazine                                | 13 (17 %) | 5 (7 %)   | 0,011 | 0,038 |
| S-metolachlor EQ                             | 10 (13 %) | 5 (7 %)   | 0,018 | 0,073 |
| propiconazol                                 | 10 (13 %) | 1 (1 %)   | 0,006 | 0,012 |
| atrazine-desisopropyl =<br>simazine-desethyl | 9 (12 %)  | 5 (7 %)   | 0,013 | 0,031 |
| metazachlor EQ                               | 8 (11 %)  | 5 (7 %)   | 0,017 | 0,057 |
| quinoxifen                                   | 8 (11 %)  | 4 (5 %)   | 0,008 | 0,011 |
| carbendazim                                  | 8 (11 %)  | 2 (3 %)   | 0,008 | 0,021 |
| metazachlor-ESA                              | 8 (11 %)  | 2 (3 %)   | 0,007 | 0,018 |
| S-metolachlor-ESA                            | 8 (11 %)  | 1 (1 %)   | 0,004 | 0,011 |

Zpracováno dle Hvězdová et al., 2018. Červeně vyznačené látky se stále (2022) používají, či se jedná o známé metabolity/nečistoty povolených látek.

Mezi další nejčastěji zjištěné kontaminanty zemědělských půd patří herbicidy ze skupiny chloracetanilidových pesticidů. Jedná se o účinné látky acetochlor (již mu vypršela autorizace) a S-metolachlor používané na kukuřici a metazachlor používaný na řepku. Poslední dvě z jmenovaných látek jsou stále hojně využívány. Tyto látky se v půdě poměrně rychle rozkládají. Vysvětlením reziduálních nálezů těchto látek, či přesněji řečeno jejich metabolitů v půdách, je jejich velmi rozšířená aplikace. Z důvodů rozšíření aplikace a rychlé mobility se tyto látky hojně dostávají do povrchových a spodních vod. Mnohem déle však v půdě zůstávají metabolity těchto látek (např. acetochlor ESA 13 týdnů, acetochlor OA 9 týdnů, metazachlor ESA 17 týdnů, metazachlor OA 13 týdnů, metolachlor ESA 57 týdnů, metolachlor OA 46 týdnů, [Kodeš, 2021]), které se pak stávají sekundárními kontaminanty vod (viz kapitola 2.2.).

V rámci obou studovaných monitoringů autoři upozorňují i na další látky, které nepatří do výše zmiňovaných skupin, ale tvoří významné půdní kontaminanty. Jedná se především o fungicid fenpropidin, jehož maximální nalezený obsah činil 0,062 mg/kg. Stejně jako u triazolů, i zde může v případě nevhodného použití vzniknout rezistence. A stejně jako azolové látky je toxický pro vodní organismy, proto jeho použití v blízkosti vodních toků je regulováno.

Širokospektrální fungicid azoxystrobin, aplikovaný především v obilninách, má nízkou rozpustnost ve vodě, je nestálý a za určitých podmínek se může vyluhovat do podzemních

vod, nebo se naopak projeví jako v půdě perzistentní látka. Může docházet docházet k jeho bioakumulaci v tkáních organismů.

Další často nacházenou látkou byl herbicid diflufenikan, jehož obsahy často překračovaly hodnotu 0,01 mg/kg. Detekován byl i několik let po aplikaci, jedná se o látku lipofilní a velmi perzistentní, poločas rozpadu v polních podmínkách se udává až 621 dní. I při dodržení všech podmínek aplikace této účinné látky lze v půdě očekávat obsahy diflufenikanu nad 0,01 mg/kg. Podobný počet nálezů jako v případě diflufenikanu byl zaznamenán u herbicidu na bázi močoviny – chlorotoluronu (Poláková et al., 2021).

Vůbec nejvyšší obsah (0,310 mg/kg) byl zjištěn u herbicidu pendimethalinu. Ve všech odebraných vzorcích byla překročena pomyslná hranici 0,01 mg/kg. Navíc lze koncentrace v půdě vyšší než 0,01 mg/kg podle modelu očekávat i několik let po aplikaci (Poláková et al., 2021).

## 2.2. Voda

### Podzemní a povrchové vody

Jako limit pro pesticidní látky v podzemních vodách se v souladu s Evropskou legislativou používá jednotná prahová hodnoty 0,1 µg/l dle vyhlášky č. 5/2011 Sb., o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod.

Norma pro podzemní vody pro jednotlivé pesticidy či látku, na kterou se rozpadá, je 0,1 µg na litr (0,1 µg/l stanovuje vyhláška č. 252/2004 Sb. na pitnou vodu). Pro celkovou sumu těchto látek ve vzorku je to 0,5 µg na litr. Pro pitnou vodu je norma pro většinu pesticidů stejná, liší se jen u deseti metabolitů pesticidů. Tady je limit pro pitnou vodu překvapivě měkký.

Nutno připomenout, že limitní hodnota 0,1 µg/l není odvozena toxikologicky, ale na základě předběžné opatrnosti. Předběžná opatrnost je však na místě: jednak je složité posoudit dlouhodobé účinky expozice a navíc, jak bude uvedeno dále, podobně jako v půdách i ve vodách se nacházejí mixy kontaminantů s těžko předpověditelnými společnými účinky.

Kontaminace povrchových a podzemních vod mixem pesticidů náleží k dalším problémům, které aplikace těchto látek přinášejí. Problém má dva aspekty, jednak jsou to vysoké koncentrace dosahující až desítek mikrogramů na litr a jednak bohatý mix pesticidů, který se ve vodách vyskytuje. Někdy je ve vodách možné identifikovat přítomnost i více než 10 různých aktivních látek a jejich metabolitů (Obrázek 19). Naše povědomí o působení takovýchto koktejlů na organismy i člověka je velmi omezené. Toto omezení může být i principiální, a to



znamená do velké míry trvalé. Vezmeme-li do úvahy, že účinky těchto koktejlů budou záviset na koncentracích jednotlivých složek a efekty jejich vzájemného působení budou nelineární a navíc dlouhodobé, silně pochybuji o možnosti identifikovat všechna vznikající rizika. Jediné, co za současné situace zbývá je princip předběžné opatrnosti.

Vzhledem k tomu, že téměř 95 % vzorků, odebíraných v letech 2016–2017 ze 614 lokalit povrchových vod sledovaných na přítomnost pesticidních látek, obsahuje rezidua alespoň jedné pesticidní látky a obdobně v 60 % ze 710 lokalit byla v období 2015–2017 ve vzorcích nalezena rezidua pesticidů v podzemních vodách, je zcela na místě tento princip předběžné opatrnosti uplatňovat (Kocourek a Kodeš, 2020). Navíc dle šetření z těchto let cca 40 % vzorků podzemních vod překračuje prahovou (limitní) hodnotu, což činí z pesticidů nejvýznamnější současné kontaminanty vod. Zde vynikne srovnání s „tradičními“ kontaminanty (dusičnany), kde se procento nadlimitních vzorků dlouhodobě pohybuje okolo 11 %. Přesto v ČR nebyla implementována žádná systematická opatření pro snižování koncentrací pesticidů ve vodách na rozdíl od dusičnanů, pro něž byly v ČR implementovány požadavky tzv. Nitrátové směrnice (91/767/EHS o ochraně vod před znečišťováním způsobeném dusičnany ze zemědělských zdrojů), tj. byly definovány zranitelné oblasti a opatření (Zákon o vodách 254/2001 Sb. § 32 a 33, NV 262/2012 Sb., O stanovení zranitelných oblastí a akčním programu, v aktuálním znění) (Kocourek a Kodeš, 2020).

V roce 2020 byly ČHMÚ monitorovány pesticidy na 420 profilech toků (povrchové vody) v rozsahu 1 až 252 stanovovaných látek podle předpokládaného zatížení a významu profilu. Nejčastější výskyt vykazovaly metabolity metazachloru, metolachloru, alachloru, terbuthylazinu a glyfosátu. Všechny výše uvedené látky byly nad mezí stanovitelnosti na 50 až 73 % vzorků z 253 až 373 profilů. Významný výskyt pesticidů byl zejména v oblasti přítoků Želivky, na Sázavě ve Zruči nad Sázavou a Cidlině v Sánech. Vyšší výskyt pesticidů se potvrdil také na některých tocích na jižní a střední Moravě a přítocích Ohře a Bíliny (ČHMÚ, 2021). Jak vyplývá z uvedeného, některé látky nebyly v roce 2020 vůbec hodnoceny, či pouze na některých povodích.

U vzorků odebraných z povrchových toků v roce 2020 docházelo k překročení limitů nejčastěji u následujících pesticidů a jejich metabolitů (ČHMÚ, 2021):

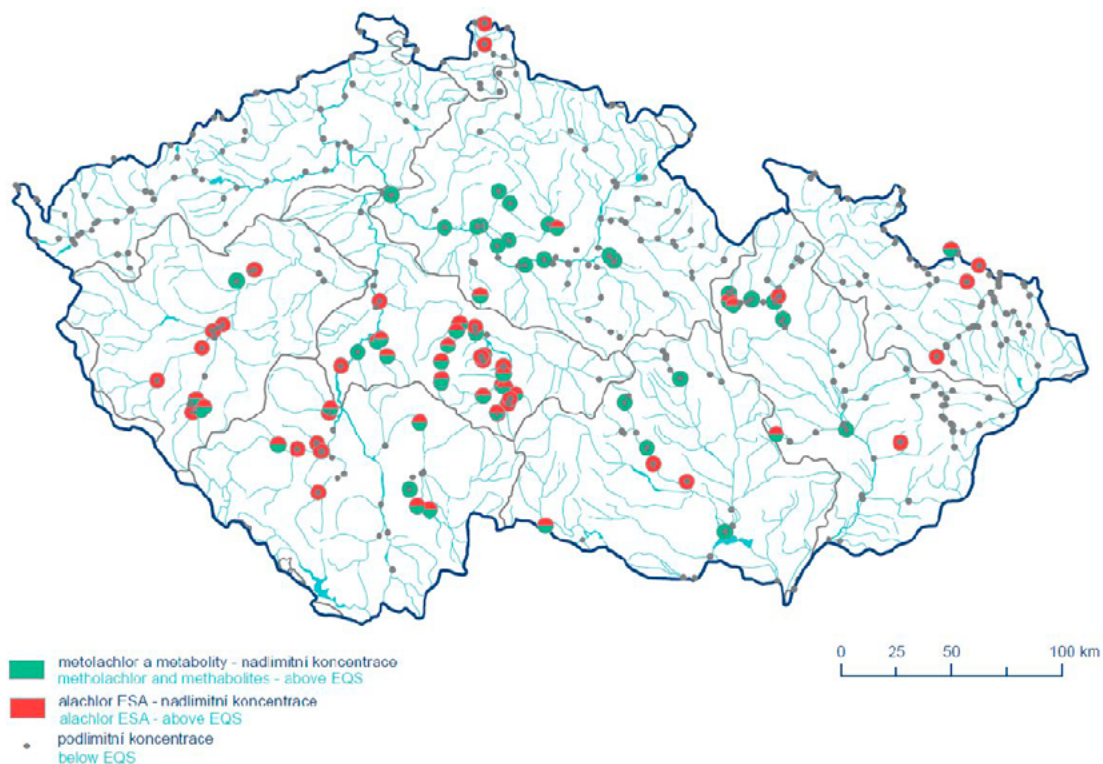
Alachlor ESA (překročil limit na 62 profilech, tj. 17 %, v případě nejvyšších hodnot se koncentrace pohybovaly řádově nad limitem). Nejvyšší hodnoty byly naměřeny na Káňovském potoce nad rybníkem Káňov v dílčím povodí Horní Vltavy, Křečovickém a Líšnickém potoce v dílčím povodí Dolní Vltavy a Měcholupském potoce v dílčím povodí Berounky.

Metolachlor a jeho metabolity (překročily limitní hodnotu  $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  na 58 profilech, tj. 16 %), nejvýrazněji na profilu Zadní Lodrantka – Kladina (dílčí povodí horního a středního Labe, dále na profilech Blanice – Mladá Vožice (dílčí povodí Dolní Vltavy), na Hané v Bezměrově a Malé Hané, oba profily v dílčím povodí Moravy.

Z ostatních pesticidů překročil limit na 3 dílčích povodích i ukazatel MCPA, na dvou např. 2,4–D nebo terbuthylazin a jeho metabolity přepočtené na terbuthylazin.

Obrázek 3:

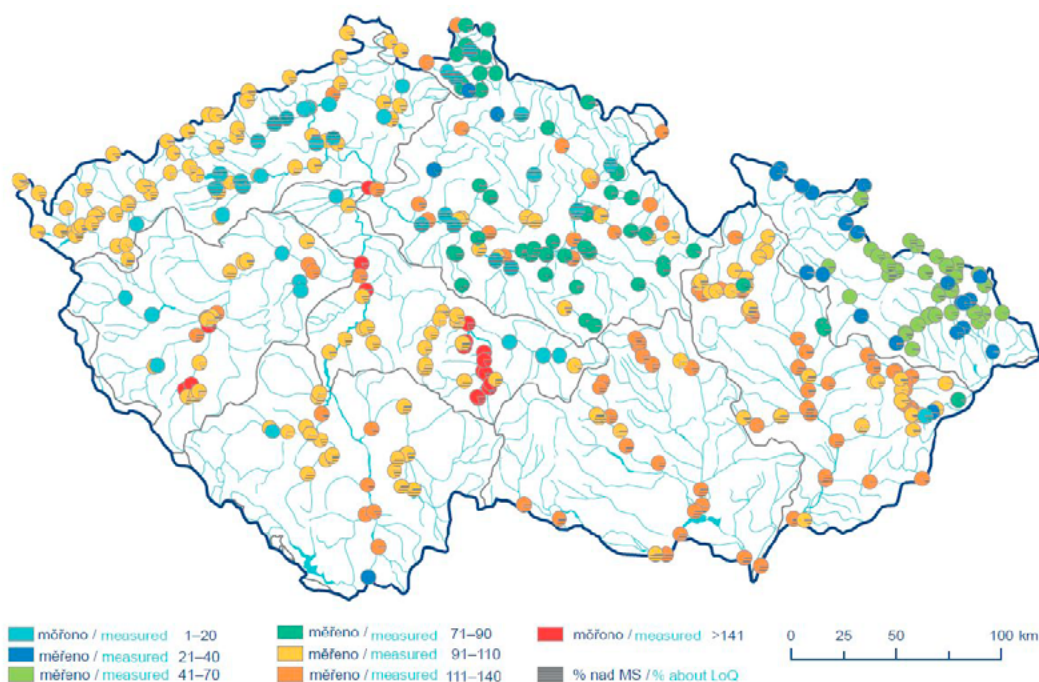
Překročení limitů pro metolachlor, alachlor a jejich metabolity v povrchových vodách dle normy environmentální kvality v roce 2020



Převzato z: [https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke\\_rocenky/HR\\_2020.pdf](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke_rocenky/HR_2020.pdf)

Obrázek 4:

Počet pesticidů měřených a nalezených na profilech povrchových vod v roce 2020



Převzato z: [https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke\\_rocenky/HR\\_2020.pdf](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke_rocenky/HR_2020.pdf)

Pokud se podíváme na kontaminaci podzemních vod, můžeme opět vyjít především z monitoringu, který provádí ČHMÚ. V tomto monitoringu je zahrnuto téměř 700 odběrných míst a analyzuje se okolo 100 pesticidů a okolo 40 jejich metabolitů (Kodeš, 2017). Z pohledu tohoto monitoringu jsou nejproblémovější následující látky:

Chloridazon – herbicid (řepa, neměl by být aplikován od roku 2018)  
Alachlor – herbicid (řepka, neměl by být aplikován od roku 2007)  
Metazachlor – herbicid (řepka)  
Metolachlor – herbicid (kukuřice, řepka, řepa)  
Acetochlor – herbicid (kukuřice, řepka, neměl by být aplikován od roku 2013)  
Atrazin – herbicid (kukuřice, neměl by být aplikován od roku 2005)  
Hexazinon – herbicid (lesní buřeň, v zemědělství již zakázán)  
Bentazon – herbicid (luštěniny, obiloviny, píce, kukuřice)  
Terbuthylazin – herbicid (kukuřice)  
Clopyralid – herbicid (řepka/cukrovka)

Spíše než tyto látky samotné jsou však ve vodách nacházeny jejich metabolity. Ukazuje se, že i účinné látky, jež se nepoužívají již řadu let, jsou stále přítomny v podzemních vodách (například atrazin a jeho metabolity, zakázané již od roku 2005, tvořily ještě v roce 2016 jednu z nejvyšších koncentrací ze zjištěných reziduí ve vodárenských zdrojích).

Na základě analýz z roku 2020 (ČHMÚ, 2021) zůstává seznam problematických látek téměř stejný. Chloridazon a jeho metabolity překračovaly limity až v 28 % vzorků. Zástupci chloracetanilidových pesticidů a jejich metabolity tvořily druhou nejproblematictější skupinu, s překročením limitu například u 12 % vzorků u metabolitu metazachloru ESA. Dále docházelo k překračování limitu alespoň u 1 % vzorků i u všech pesticidů uvedených výše plus u 2,6-dichlorbenzamidů.

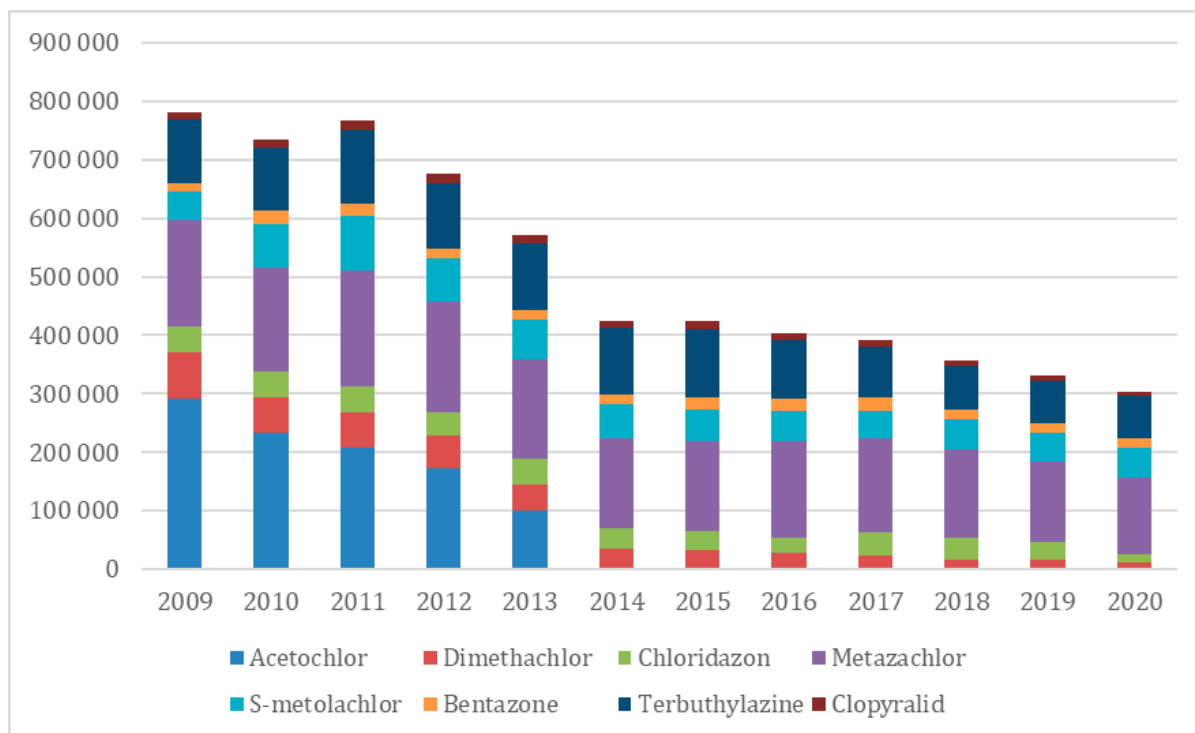
Charakteristické jsou nálezy chloracetanilidových herbicidů ve vodách, což souvisí s jejich rozšířenou aplikací (Obrázek 3, 6 a 7) i vlastnostmi.

Riziko kontaminace vod pesticidy zvyšuje i tzv. pre-emergentní způsob aplikace, což znamená, že k ošetření pole pesticidy dochází ještě před vyklíčením zemědělských plodin, nebo i v raných růstových fázích. To umožňuje snadný transport do půdního profilu a následně, je-li zadržení pesticidu v půdě slabé či jeho rozklad pomalý, dochází kvůli vyplavování srážkovou vodou ke kontaminaci nejprve podpovrchových, případně až podzemních vod.

Obrázek o regionální distribuci kontaminace vod rezidui pesticidů z důvodů provozování intenzivního zemědělství založeného na agrochemikáliích si lze učinit na základě příkladu metazachloru. Nálezy metazachloru v povrchových vodách se soustřeďují do oblasti kraje Vysočina, Jihomoravského, Středočeského, Jihočeského, Plzeňského, Pardubického a Moravskoslezského kraje. Nálezy v podzemních vodách jsou v síti ČHMÚ distribuovány po celém území ČR, nejméně nálezů je v Ústeckém a Zlínském kraji. Metazachlor a jeho metabolity se v surových vodách z podzemních zdrojů koncentrují do kraje Vysočina, a také do Středočeského, Plzeňského a Jihomoravského kraje (Obrázek 5 a 6).

Graf 18:

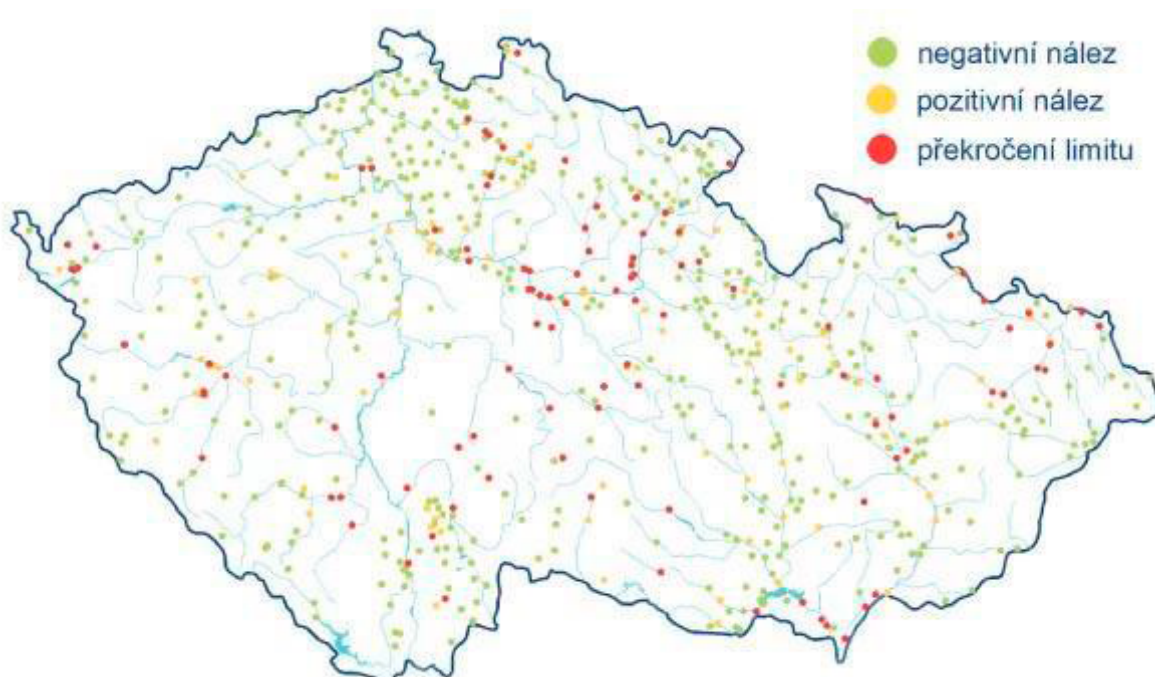
Spotřeba nejčastějších kontaminantů podzemních vod z řad pesticidů (kg) dle dat ÚKZÚZ



Zdroj: ÚKZÚZ. Pozn. alachlor a atrazin byly zakány již dříve.

Obrázek 5:

Nálezy metazachloru a jeho metabolitů v povrchových vodách



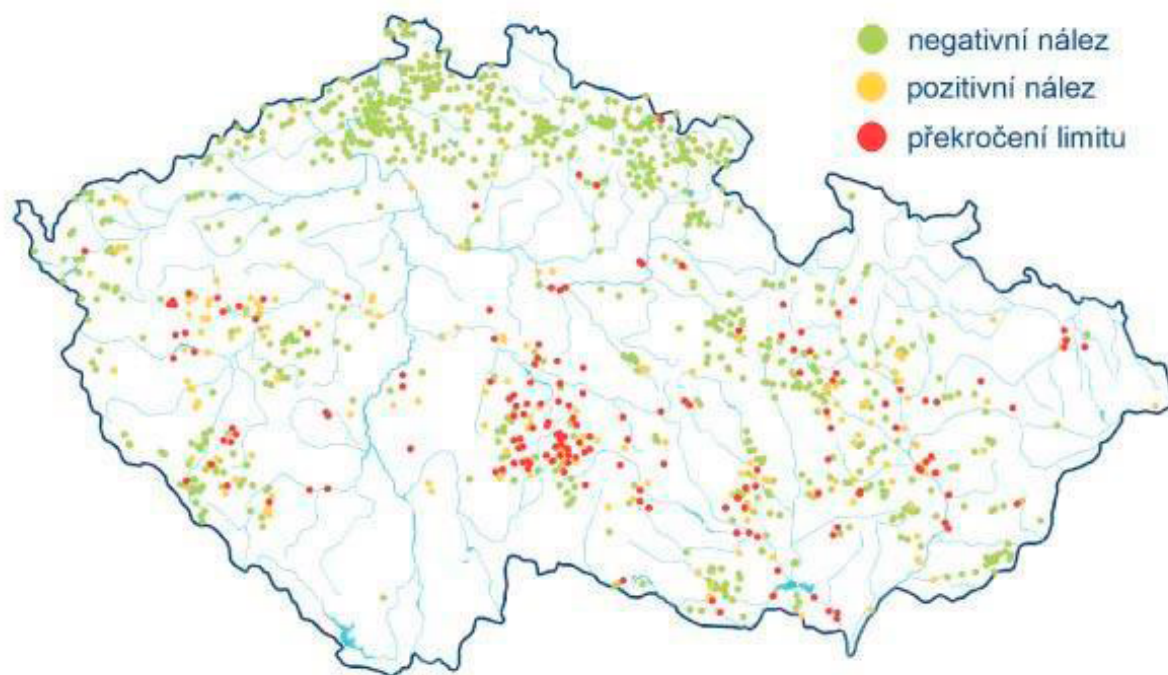
Převzato z: Kodeš, 2021. Dostupné z:

<https://www.agromanual.cz/cz/clanky/management-a-legislativa/management/metazachlor-a-jeho-vliv-na-kvalitu-vod-v-cr>



Obrázek 6:

Nálezy metazachloru a jeho metabolitů v podzemních vodách



Převzato z Kodeš, 2021. Dostupné z:

<https://www.agromanual.cz/cz/clanky/management-a-legislativa/management/metazachlor-a-jeho-vliv-na-kvalitu-vod-v-cr>

Tabulka 8:

Výskyt nejčastěji se vyskytujících účinných látek a jejich metabolitů v podzemních vodách ČR v jednotlivých letech v letech 2014–2017 v návaznosti na plodiny, kde jsou látky nejčastěji aplikovány (zdroj ČHMÚ).

| Pořadí /<br>plodina    | Pesticidy                       | 2017                    |                                      |                         |                                        |
|------------------------|---------------------------------|-------------------------|--------------------------------------|-------------------------|----------------------------------------|
|                        |                                 | Počet odebraných vzorků | Nadlimitní výskyt – nad 0,1 µg/l (%) | Výskyt – nad 1 µg/l (%) | Maximální zjištěná hodnota (µg/l) 2016 |
| 1/ cukrovka            | chloridazon a jeho metabolity   | 1 367                   | 25,38                                | 8,85                    | 22,38                                  |
| 2/ řepka               | metazachlor a jeho metabolity   | 1 367                   | 11,70                                | 2,19                    | 8,71                                   |
| 3/ kukuřice            | metolachlor a jeho metabolity   | 1 367                   | 10,39                                | 1,2                     | 5,918                                  |
| 4/ řepka               | dimethachlor a jeho metabolity  | 1 367                   | 2,34                                 | 0,15                    | 1,55                                   |
| 5/ řepka /<br>cukrovka | clopyralid                      | 1 367                   | 0,37                                 | 0,07                    | 1,69                                   |
| 6/ kukuřice            | terbuthylazin a jeho metabolity | 1 367                   | 0,51                                 | 0,15                    | 6,272                                  |

Převzato z Kocourek a Kodeš, 2020. Dostupné z: [https://eagri.cz/public/web/file/673310/1\\_Welfare\\_a\\_kontaminanty\\_na\\_web.pdf](https://eagri.cz/public/web/file/673310/1_Welfare_a_kontaminanty_na_web.pdf)

Tabulka 9:

Výskyt reziduí posuzovaných látek v odebraných vzorcích podzemních vod v letech 2014 až 2018

| Rok  | Počet odebraných vzorků | Bez výskytu reziduí – pod mezí stanovitelnosti (%) | Nadlimitní výskyt nad 0,1 µg/l (%) | Výskyt nad 1 µg/l (%) | Výskyt v součtu nad 3 µg/l (%) | Maximální počet látek nad limitem 0,1 µg/l (počet) |
|------|-------------------------|----------------------------------------------------|------------------------------------|-----------------------|--------------------------------|----------------------------------------------------|
| 2014 | 1323                    | 58,13                                              | 31,75                              | 10,43                 | 4,84                           | 7                                                  |
| 2015 | 1317                    | 57,48                                              | 32,80                              | 11,10                 | 5,32                           | 7                                                  |
| 2016 | 1348                    | 57,86                                              | 34,72                              | 11,42                 | 6,75                           | 7                                                  |
| 2017 | 1367                    | 58,60                                              | 31,16                              | 9,80                  | 4,90                           | 9                                                  |
| 2018 | 1356                    | 57,23                                              | 30,38                              | 9,81                  | 5,16                           | 7                                                  |

Nadlimitní výskyt nad 0,1 µg/l (%) – uvedeno procento vzorků, kde alespoň jedna látka překročila koncentraci 0,1 µg/l. Výskyt nad 1 µg/l (%) – uvedeno procento vzorků, kde alespoň jedna látka překročila koncentraci 1 µg/l. Výskyt v součtu nad 3 µg/l (%) – uvedeno procento vzorků, kde suma všech posuzovaných látek překročila koncentraci 3 µg/l (pro výpočet sumárních koncentrací do výpočtu vstupovaly hodnoty pod mezí stanovitelnosti jako hodnota nula), podzemní vody.

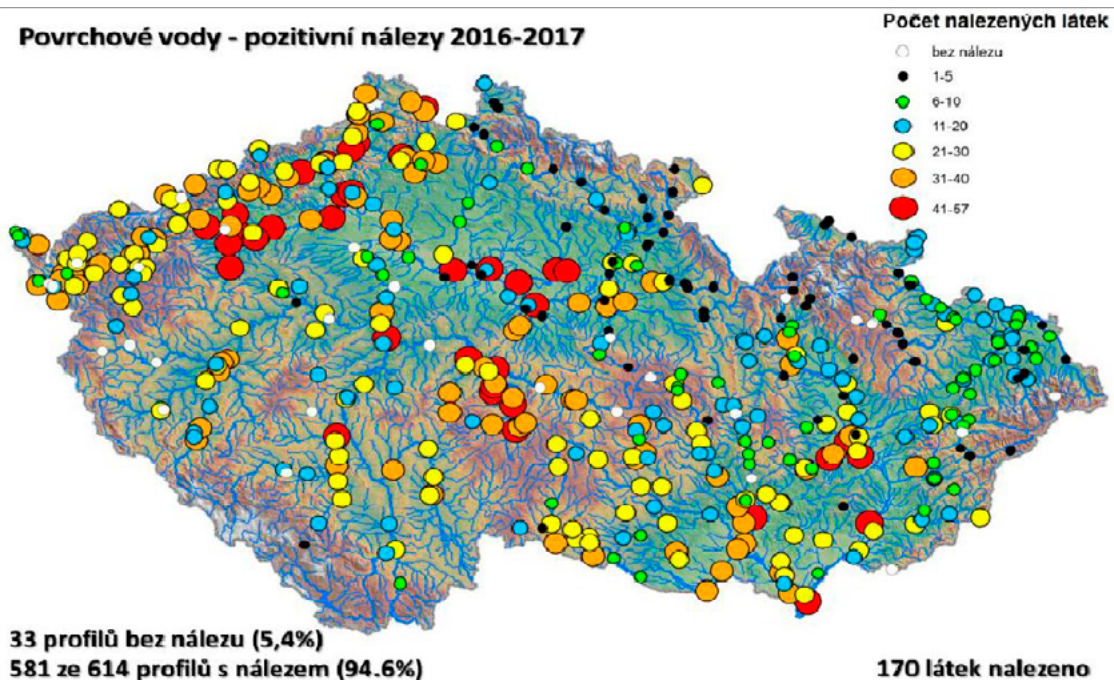
Zdroj ČHMÚ, převzato z Kocourek a Kodeš, 2020.

Dostupné z: [https://eagri.cz/public/web/file/673310/I\\_Welfare\\_a\\_kontaminanty\\_na\\_web.pdf](https://eagri.cz/public/web/file/673310/I_Welfare_a_kontaminanty_na_web.pdf)

Představu o regionální distribuci znečištění pesticidy si uděláme i na základě map sestavených z údajů ČHMÚ či převzatých z ročenky ČHMÚ. Starší mapy ukazují distribuci a „bohatost“ mixů pesticidů v podzemních a povrchových vodách.

Obrázek 7:

Nálezy pesticidů v povrchových vodách – počet nalezených látek – 2016–2017

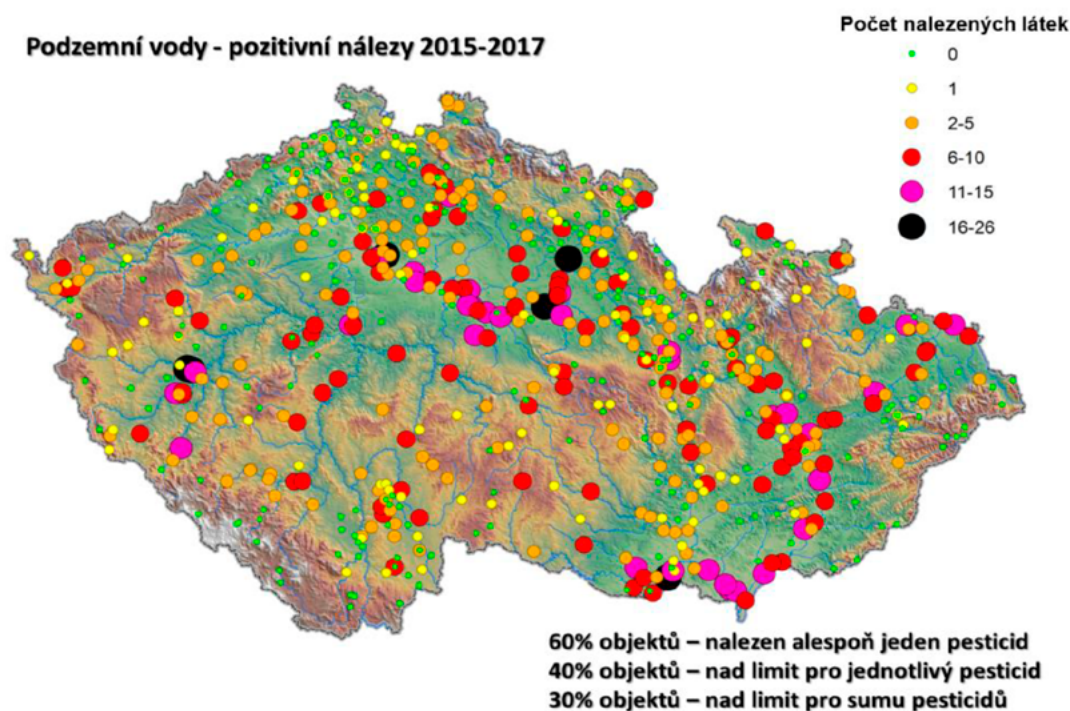


Zdroj ČHMÚ, převzato z Kocourek a Kodeš, 2020.

Dostupné z: [https://eagri.cz/public/web/file/673310/I\\_Welfare\\_a\\_kontaminanty\\_na\\_web.pdf](https://eagri.cz/public/web/file/673310/I_Welfare_a_kontaminanty_na_web.pdf)

Obrázek 8:

Nálezy pesticidů v podzemních vodách – počet nalezených látek – 2015–2017



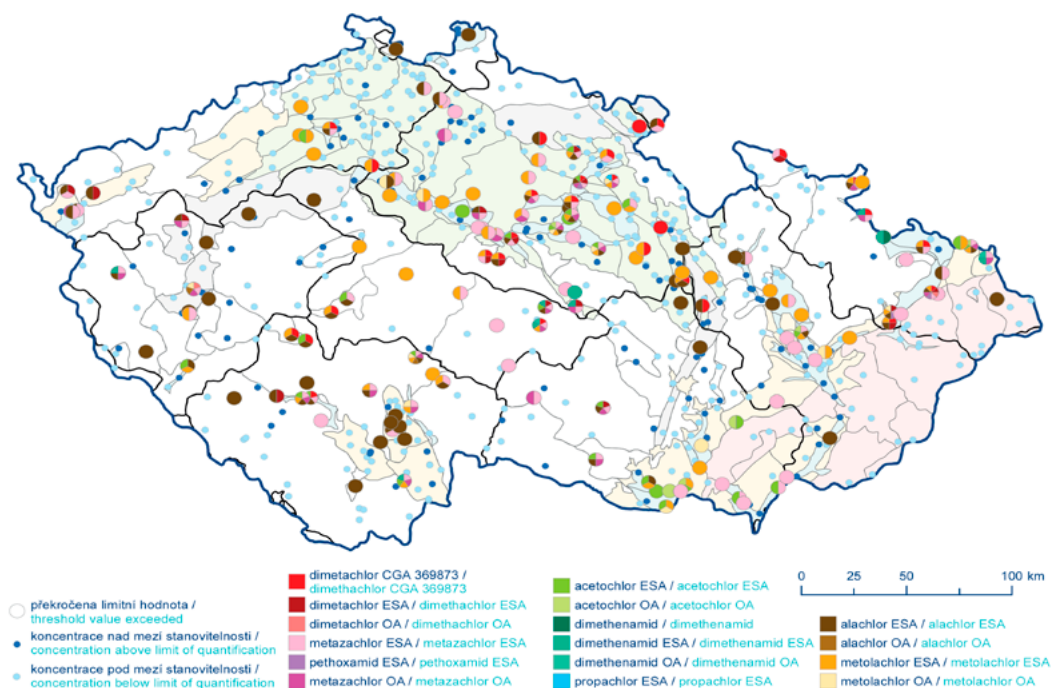
Zdroj ČHMÚ, převzato z Kocourek a Kodeš, 2020.

Dostupné z: [https://eagri.cz/public/web/file/673310/1\\_Welfare\\_a\\_kontaminanty\\_na\\_web.pdf](https://eagri.cz/public/web/file/673310/1_Welfare_a_kontaminanty_na_web.pdf)

Z následujících, novějších map (2020) je zřejmé, že chloracetanilidové herbicidy zůstávají pro podzemní vody problémem.

Obrázek 9:

Podzemní vody – chloracetanilidové herbicidy a prostorová distribuce překročení limitů v roce 2020

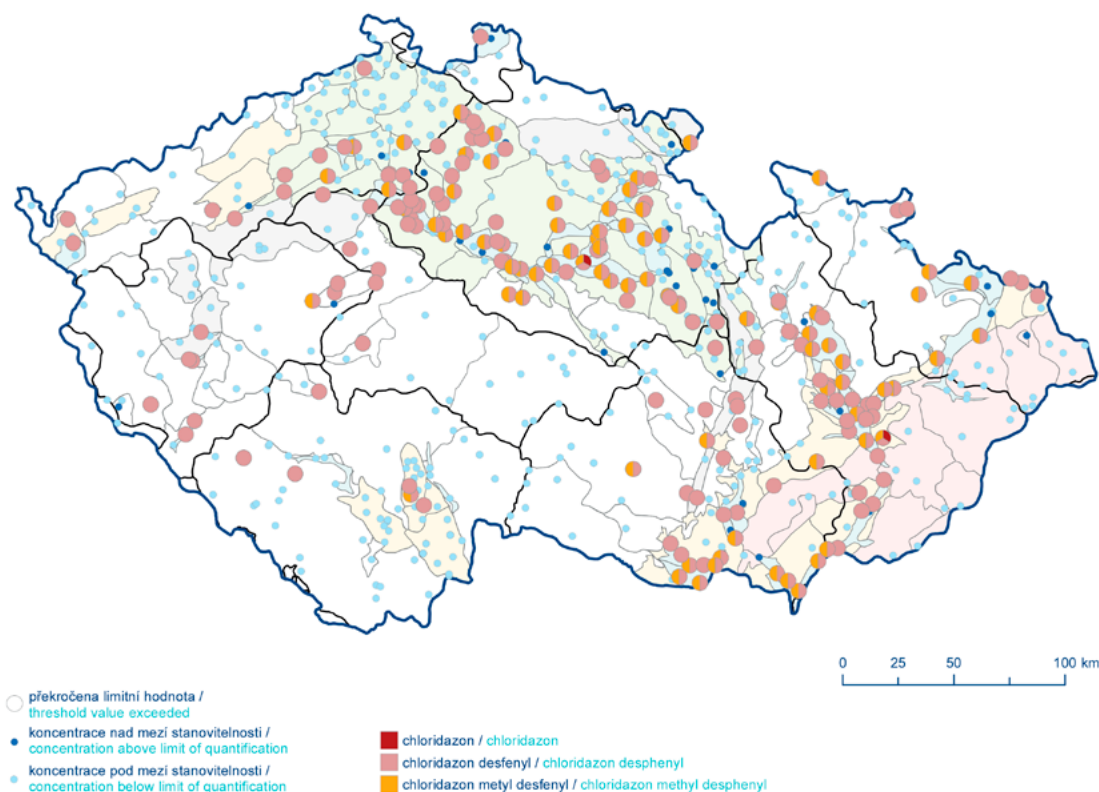


Také je zřejmé, do jaké míry může zákaz používání chloridazonu pomoci snížit kontaminaci podzemních vod v ČR.



Obrázek 10:

Podzemní vody – chloridazon a prostorová distribuce překročení jeho limitů v roce 2020



Převzato z ČHMÚ: [https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke\\_rocenky/HR\\_2020.pdf](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke_rocenky/HR_2020.pdf)

Problematickou skupinou látek jsou chloracetanilidové herbicidy (konkrétně metazachlor, metolachlor, dimethachlor a jejich metabolity). Chloracetanilidové herbicidy se poměrně rychle rozkládají v půdě, kde je lze nalézt těsně po aplikaci. Metazachlor 2 týdny, metolachlor 2–8 týdnů, dimethachlor 1 týden (Kodeš, 2021). Existuje zde však problém pseudorezistence, kdy je díky opakovaným aplikacím přísun látky do půdy vyšší než rozklad této látky v půdě. Proto může docházet k hromadění takových látek v půdním profilu.

Těsně po aplikaci je možné tyto látky detekovat i v povrchových vodách, zvláště pokud ve dnech po aplikaci prší a dochází tak k jejich splachu.

Navíc metabolity těchto látek setrvávají v půdním prostředí mnohem déle, což značí jejich delší poločasy rozpadu, např. metazachlor ESA 17 týdnů, metazachlor OA 13 týdnů, metolachlor ESA 57 týdnů, metolachlor OA 46 týdnů. Tyto metabolity se pak do vod dostávají v průběhu celého roku, vždy když zaprší.

K postupnému uvolňování metabolitů dochází i dlouho po zákazu „mateřské“ látky. Dobrým příkladem jsou právě již zakázaní zástupci chloracetanilidových herbicidů alachlor, acetochloru, či triazinových herbicidů jako atrazin. Metabolity těchto látek se hromadí v půdním profilu, z něhož se vyplavují do vod ještě i více než 10 let po zákazu aplikace mateřské látky



(například alachlor). I v současné době používané chloracetamidové herbicidy jsou z pohledu kvality vod vysoce problematické. A můžeme tak říci, že dnešní aplikací chloracetamidových pesticidů vytváříme zátěž do budoucna, stejně jako se to stalo v případě atrazinu, alachloru a acetochloru (Kocourek a Kodeš, 2020).

Zde se setkáváme s jedním ze systematických problémů spojených s aplikací syntetických herbicidů, totiž že monitoring metabolitů je z důvodu vývoje a implementace příslušných analytických metod realizován s několikaletým zpožděním. Problematické je i legislativní ošetření, kde metabolity často nejsou specifikovány jednoznačně.

## **Pitné vody**

Z používaných pesticidů v současnosti jsou nejvíce rizikové pro pitnou vodu prostředky určené k regulaci plevelů, herbicidy.

Zde můžeme pro případ ČR vyjít ze šetření Státního zdravotního ústavu pitných vod v roce 2017 (Moulisová et al., 2018). Nutno podotknout, že v rámci tohoto šetření bylo analyzováno poměrně malé množství látek. Jednalo se o 21 nejpravděpodobnějších problematických látek a jejich metabolitů (viz Tabulka 10). Zde je třeba připomenout problematičnost směrnice 98/83/ES pro pitnou vodu, podle níž mají být sledovány pouze „PL s pravděpodobným výskytem v daném zdroji“. Vzhledem k tomu, že v Česku neexistuje systém evidence účinných látek dle konkrétních lokalit (viz kap. 1.7.), příslušný kontrolní orgán pak může vycházet často pouze z odhadů, např. dle plodin, které se v okolí zdrojů pěstují.

Celkem byla testována voda z různých vodovodů, využívajících podzemní, smíšené i povrchové zdroje. Jednalo se o reprezentativní vzorek z více než 170 vodovodů. Vzorky byly odebrány na jaře (přelom března a dubna) a na konci vegetační sezóny (září, začátek října). Vzorovací síť tak pokryla zdroje vody pro téměř polovinu obyvatel Česka.

Z výsledků vyplývá, že 75 % vodovodů je kontaminováno pesticidními látkami, byť v podlimitním množství. Nad limitní hodnotou 0,1 µg/l danou vyhláškou č. 252/2004 Sb. pro pitnou vodu (jedná se o limit pro jednotlivé látky) bylo okolo 5 % naměřených vzorků. Jen čtvrtina zdrojů nevykázala ani při jednom odběru pozitivní nález PL. Stejně jako v půdě a podzemních či povrchových vodách i v tomto případě byly často nalezeny mixy pesticidů. V jednom vzorku bylo například nalezeno 11 ze 21 sledovaných látek! Nadlimitní hodnoty aktivních látek a jejich metabolitů byly v roce 2017 hlavní příčinou výjimek z kvality vody, které musely být uděleny 64 vodovodům zásobujícím více než 250 000 občanů ČR, aby voda mohla být používána jako pitná.

Na tato zjištění má zásadní vliv zvyšující se soubor analyzovaných látek (který je však stále ještě oproti celkovému množství užívaných látek malý). Důkladnější monitoring může být příčinou toho, že se nám kvalita pitné vody v posledních letech zhoršuje. Jinými slovy, její kvalita může být dlouhodobě znepokojující.

Tabulka 10:

Rozdělení nálezů jednotlivých analytů ve vztahu k mezi stanovitelnosti (LOQ) a limitní hodnotě 0,1 µg/l v pitných vodách.

| <b>Analyt</b>                | <b>&gt; LOQ ≤ 0,1 µg/l<br/>– Jaro</b> | <b>&gt; LOQ ≤ 0,1 µg/l<br/>– Podzim</b> | <b>&gt; 0,1 wµg/l Jaro</b> | <b>&gt; 0,1 µg/l Podzim</b> |
|------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| Acetochlor ESA               | 26                                    | 15                                      | 8                          | 6                           |
| Acetochlor OA                | 2                                     | 2                                       | 2                          | 0                           |
| Alochlor ESA                 | 47                                    | 49                                      | 39                         | 31                          |
| Atrazin                      | 14                                    | 16                                      | 2                          | 2                           |
| Bentazone                    | 8                                     | 6                                       | 1                          | 0                           |
| Desethylatrazin              | 37                                    | 30                                      | 3                          | 1                           |
| Desethylterbuthylazin        | 16                                    | 12                                      | 0                          | 0                           |
| Hexazinon                    | 8                                     | 6                                       | 0                          | 1                           |
| Hydroxyatrazin               | 6                                     | 6                                       | 0                          | 0                           |
| Chloridazon                  | 8                                     | 3                                       | 0                          | 0                           |
| Chloridazon-desphenyl        | 23                                    | 23                                      | 16                         | 29                          |
| Chloridazon-methyl-desphenyl | 36                                    | 26                                      | 10                         | 7                           |
| Chlorotoluron                | 3                                     | 0                                       | 0                          | 0                           |
| Isoproturon                  | 1                                     | 0                                       | 0                          | 0                           |
| Metazachlor                  | 2                                     | 0                                       | 0                          | 0                           |
| Metazachlor ESA              | 31                                    | 43                                      | 23                         | 25                          |
| Metazachlor OA               | 19                                    | 21                                      | 53                         | 13                          |
| Metolachlor ESA              | 38                                    | 31                                      | 20                         | 11                          |
| Metolachlor OA               | 10                                    | 4                                       | 4                          | 0                           |
| S-metolachlor                | 1                                     | 1                                       | 0                          | 0                           |
| Terbuthylazin                | 13                                    | 15                                      | 0                          | 0                           |

Zdroj SZÚ, převzato z Moulisová et al., 2018.

Dostupné z: <https://vodnihospodarstvi.cz/pesticidy-a-E2%80%AFjejich-metabolity-pitne-vode/>

Vzhledem k výběru stanovovaných látek představují pro pitné vody problém i chloracetanilidové herbicidy (Tabulka 10). V důsledku nálezů vysokých koncentrací metabolitů i v pitných vodách přistoupil Státní zdravotní ústav v roce 2015 ke zvýšení doporučené limitní hodnoty metabolitů metazachloru až na 5 µg/l za předpokladu, že koncentrace mateřské účinné látky nepřekročí hodnotu 0,1 µg/l. Došlo tedy k 50násobnému zvýšení limitu proto, aby voda mohla být nadále pokládána za pitnou. U kterých ze stanovovaných látek docházelo k překročení limitní hodnoty 0,1 µg/l, můžeme vidět z tabulky 10. Zajímavé jsou opětovně zjišťované (jak v případě podzemních, tak i povrchových vod) nálezy léta zakázaného atrazinu a jeho metabolitů.

Tyto výjimky pro provozovatele vodovodů se v předchozích letech týkaly zhruba 250 000 obyvatel ČR; například u dusičnanů se výjimky z titulu nadlimitních koncentrací dusičnanů dotýkaly „pouze“ 11 000 obyvatel, tj. 25 × méně než v případě pesticidů. Lze říci, že během posledních 5 let se situace nemění (Kocourek a Kodeš, 2020). Kontaminace vodárenských zdrojů pesticidy musela být řešena instalací technologie pro odstraňování pesticidů (granulované aktivní uhlí) například na úpravně v Plzni (investice cca 800 milionů korun), obdobná investice se již realizuje na úpravně vody Švihov na Želivce. Pokud se neodstraní zdroj problému, bude takovou technologii potřebovat celá řada vodárenských zdrojů, včetně těch malých (Kocourek a Kodeš, 2020). V konečném důsledku tyto náklady na odstranění pesticidů ponesou občané České republiky, když se náklady promítnou do ceny vody. Samozřejmě se otevírá otázka po řešení příčiny problému.

Znečištění vody pesticidními látkami je vázáno na plodiny, které se v dané oblasti pěstují. Například v Polabí a Pomoraví na pěstování cukrové řepy.

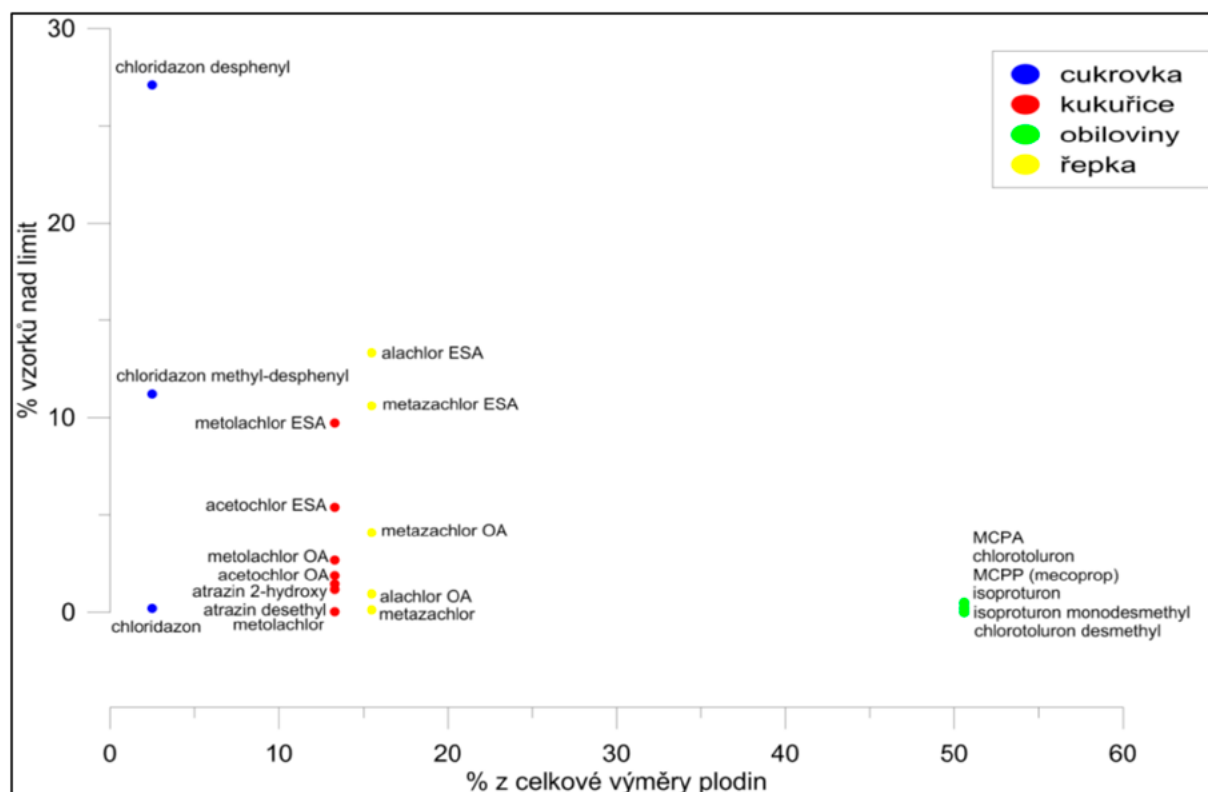
# Opakované pěstování plodin na stejné ploše

## a problém pseudorezistence

Kontaminace vod bývá často vázána na nevhodné pěstování plodin, nevhodné například i v tom smyslu, že se jedna plodina na dané ploše pěstuje několikrát po sobě, bez ohledu na doporučený pěstební postup (Kocourek a Kodeš, 2020).

Obrázek 11:

Procento vzorků, v nichž byl překročen limit reziduí účinných látek pesticidů a jejich metabolitů pro pitnou vodu ve vztahu k výměře plodin, na níž jsou tyto látky aplikovány.



Zdroj ČHMÚ, převzato z Kocourek a Kodeš, 2020.

Dostupné z: [https://eagri.cz/public/web/file/673310/I\\_Welfare\\_a\\_kontaminanty\\_na\\_web.pdf](https://eagri.cz/public/web/file/673310/I_Welfare_a_kontaminanty_na_web.pdf)

Zde nutno podotknout, že aktivní látky chloridazon od časů analýz na Obrázku 11 vypršela autorizace (jak bylo uvedeno předešle, atrazin, alachlor a acetochlor byly zakázány již dříve, chlorotoluron je kandidát na nahrazení).

Například víme, že mezi léty 2015–2018 byla téměř čtvrtina pěstebních ploch kukuřice (konkrétně 74 tis. ha zemědělské půdy) obhospodařována tak, že během těchto 4 let byla kukuřice vyseta na tato místa třikrát, to znamená minimálně dva roky přímo po sobě (Kocourek a Kodeš, 2020). Takový způsob hospodaření je krajně nešetrný, nejen z hlediska zvýšené kon-

taminace pesticidy, ale i z hlediska stavu zemědělské půdy. Opakovaně pěstovaná plodina znamená opakovaně aplikované stejné aktivní látky, což zvyšuje riziko tzv. pseudorezistence. Příisun látky do půdy je v tomto případě vyšší než rychlost odbourávání, a proto dochází ke kumulaci, případně zvýšenému odnosu do vody.

Kontaminaci zdrojů pitné vody by měl zabránit rovněž systém ochranných pásem těchto zdrojů. Od druhého stupně této ochrany se některé účinné látky nesmějí používat. Dodržování tohoto zákazu by měly hlídat orgány státního dozoru, otázka je, jaká je praxe. Nadlimitní výskyty nejvíce rizikových pesticidů v podzemní i pitné vodě jsou jak ve zdrojích v ochranných pásmech, tak ve zdrojích mimo tato pásma. Z toho plyne, že buď je zákaz systematicky porušován, nebo jsou ochranná pásma stanovena nedostatečně.

## **Plodiny nejvíce rizikové z hlediska kontaminace vod**

Z hlediska současných znalostí o kontaminaci vod v ČR zbytky pesticidů a jejich metabolitů vychází jako nejproblematictější pěstování tří plodin: kukuřice, řepky olejky a cukrové řepy. V roce 2020 zaujímaly plochy řepky olejky okolo 15 %, kukuřice přes 10 % a cukrové řepy do 3 % z celkové osevní plochy v České republice.

[https://www.kisjm.cz/attachments/Statistika\\_plochy\\_31.5.2020.pdf](https://www.kisjm.cz/attachments/Statistika_plochy_31.5.2020.pdf)

Podle Kodeše a Kocourka má pěstování těchto tří plodin při současném nastavení nejvíce negativní dopad na kvalitu vod.

Od publikování výše uvedených závěrů nastaly největší změny u pěstování cukrové řepy, kde díky EU došlo k ukončení používání aktivní látky chloridazon (ve vodách ze všech aktivních látek nejčastěji překračoval limity), na řepě byl nedávno například zakázán i desmedipham, který byl součástí všech vícesložkových širokospektrálních herbicidů registrovaných u cukrové řepy. U řepy se tedy vytratila v krátké době většina pro pěstitele klíčových účinných látek a otevírá se tedy prostor k hlubším změnám v pěstování této plodiny, tedy odklonu závislosti na pesticidech jako samozřejmém řešení, či dokonce řešení v rámci předběžné opatrnosti.

Z hlediska zjištěné rizikovosti pro kontaminace vod tak zůstává řepka a kukuřice a s nimi spojené chloracetanilidové herbicidy metazachlor, metolachlor, dimethachlor a clopyralid, případně bentazon.

Řepka je stále velkou měrou pěstována jako technická plodina pro biopaliva první generace. Kukuřice se v rozvinutých zemích pěstuje převážně jako krmivo pro dobytek ať už ve formě zrna či siláže, nebo jako surovina pro zpracovatelský průmysl. Její přímá spotřeba jako potraviny je okrajová, přestože roste význam sladké kukuřice jako zeleniny. Nabízí se zde tedy prostor pro snížení podílu těchto plodin omezením podílu biopaliv první generace a snížením konzumace výrobků živočišného původu.

## Příklady kontaminace podzemních vod:

Vrt Dvorce není výjimkou, naopak podle Víta Kodeše z oddělení jakosti vod ČHMÚ dobře popisuje situaci typickou pro zemědělskou krajinu ČR.

### **Vrt Dvorce, hloubka 15 metrů**

Nalezeno 12 pesticidů a jejich metabolitů, z nichž pět bylo v koncentraci nad limit 0,1 µg na litr, sumární koncentrace pesticidů byla 11,1 µg na litr (22× více než povoluje norma). Jsou tu například metabolity fluopikolidu, což je fungicid pro pěstování brambor nebo zeleniny, metolachloru, látky užívané při pěstování kukuřice, ale také metazachloru, užívaného na řepku, či chloridazonu při pěstování cukrové řepy. Normu překonává i množství dusičnanů, naposledy v září jich tu bylo 74 miligramů na litr, přičemž norma povoluje 50.

### **Vrt Skalička (severně od Hradce Králové),**

#### **český „rekordman“**

Nalezeno 29 pesticidů a jejich metabolitů, z nichž 14 bylo v koncentraci nad limit 0,1 µg na litr, sumární koncentrace pesticidů byla 28,3 µg na litr (57× více, než povoluje norma).

### **Hluboké vrty**

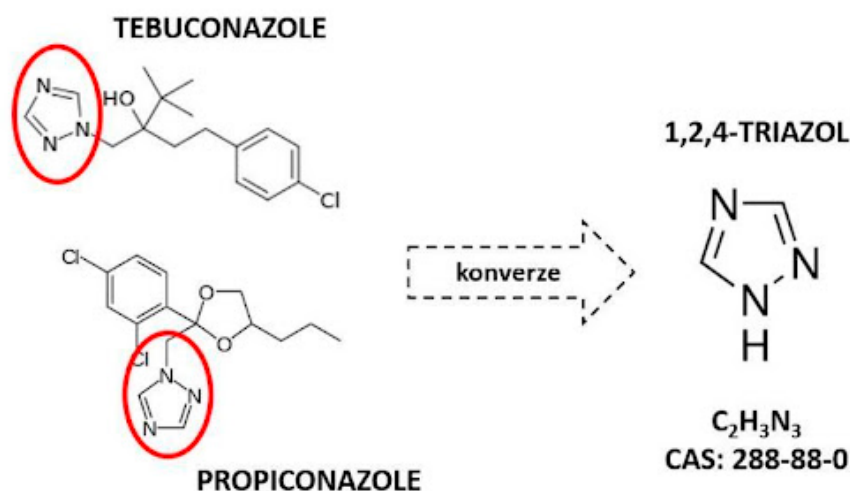
### **Vrt Libotov (blízko Dvora Králové nad Labem),**

#### **hloubka 80 metrů**

Nalezeno osm pesticidů a jejich metabolitů, z nichž sedm bylo v koncentraci nad limit 0,1 µg na litr, sumární koncentrace pesticidů byla 4,5 µg na litr (9× více, než povoluje norma).

Z: Martin Biden: Pesticid: nepřítel vody. Čtyři Češi ze sta pijí vodu, která nesplňuje normy, Hospodářské noviny, 2020.

## 1,2,4-triazol – relevantní metabolit triazolových fungicidů ve vodách



V předchozím textu o vodách bylo uvedeno jako nejrizikovějších pro kontaminace vod pouze několik aktivních látek a jejich metabolitů. Do jaké míry ale toto poznání ovlivňují analytické možnosti laboratoří provádějících monitoring, naše znalosti o osudech dané látky atd.? Jak často se stává, že ve vodách či jiných prostředích část podstatné kontaminace vůbec nezachytíme? Odpověď může naznačit příběh 1,2,4-triazolu, malé polární molekuly, která se do prostředí uvolňuje rozkladem „mateřských“ triazolových fungicidů. O triazolových fungicidech jsme hovořili v souvislosti s kontaminací půd a budou důležité i z hlediska reziduí pesticidních látek v potravinách a i z hlediska expozice. Výzkumy zaměřené na vody je ale příliš nezmiňovaly. Jak je to možné? Nejsou snad triazolové fungicidy pro vodu rizikové? Článek Tatány Halešové a kol. (2020) uvádí, že ano, jen je potřeba analyzovat nikoliv jen mateřské látky, ale i jejich metabolit 1,2,4-triazol. 1,2,4-triazol je v životním prostředí relativně stabilní a může být tedy snadno detekován v plodinách, potravinách, orgánech zvířat, vodě i v půdě. 1,2,4-triazol představuje ve vodách látku velmi perzistentní. V ČR zatím žádné nařízení ani systematický přístup k analýze 1,2,4-triazolu neexistuje, i když je na seznamu účinných látek a jejich relevantních metabolitů (ÚKZÚZ) uveden jako relevantní metabolit tebuconazolu. Pro relevantní metabolit platí hygienický limit 0,1 µg/l. 1,2,4-triazol je podezřelý z poškozování vývoje plodu a je tedy klasifikován jako škodlivý pro reprodukci v kategorii 2. Na základě uvedených pilotních studie je zřejmé, že 1,2,4-triazol je běžným kontaminantem vod a lze očekávat časté překročení nadlimitních koncentrací. Vzorování probíhalo v roce 2019.

Situace triazolu může sloužit jako ilustrativní příklad nikdy nekončících „závodů“, kdy jsou pro účinné látky uváděné na trh řadu let získávány poznatky, které vedou ke stále relevantnějšímu obrazu o jejich rizikovosti, až jsou nakonec na základě tohoto obrazu některé aktivní látky zakázány (alespoň ve vyspělejších částech světa). Laboratorní studie nutné pro uvedení dané účinné látky na trh nemohou nikdy nahradit výsledky z monitorování osudu a účinků látek přímo v prostředí. Některé z látek jsou ale velmi těžko zjištěitelné, což rozhodně neznamená jejich absenci. Z toho vyplývá, že řešení problematiky dopadu pesticidů nemůže spočívat pouze v postupné obměně účinných látek, byť jsou na jejich bezpečnost kladeny čím dál vyšší nároky. Je nutné hledat takové přístupy, které povedou k zásadnímu omezení závislosti zemědělství na těchto látkách.



### **Zdravá půda: velká část pesticidů je schopna se ve zdravém půdním prostředí rozložit:**

to ovlivňují zásadním způsobem dva procesy – obsah půdní organické hmoty a aktivita půdních mikroorganismů – půdního mikrobiomu; zadržení pesticidů v půdě koreluje s obsahem půdní organické hmoty, čím déle pesticid či jeho metabolit v půdě zůstane, tím je větší šance, že ho půdní mikrobiom rozloží; množství půdní organické hmoty negativně ovlivňuje nadužívání syntetických hnojiv a aktivitu půdního mikrobiomu negativně ovlivňuje používání pesticidů, je zde tedy zpětná vazba... Někdy pozorujeme, že doba setrvání pesticidů v prostředí je mnohem delší, než vyplývá z deklarovaných údajů, i proto je velmi důležitý monitoring, dochází k tzv. pseudorezistenci, kdy přístup pesticidu do půdy kvůli aplikaci je rychlejší, než jeho rozklad. Obsah půdní organické hmoty a zdravý půdní mikrobiom zlepšuje diverzifikovaný osevní postup, přítomnost remízků, mezí, pásů stromů (agrolesnictví) – slouží jako ostrovy zvýšené půdní biodiverzity – zvyšování podílu půdní organické hmoty (zelené hnojení, kompost, statková hnojiva). U zvyšování podílu půdní organické hmoty existuje jedna rozporuplná věc – spousta odborníků volá po navýšení živočišné výroby, aby bylo více statkových hnojiv a ty se mohly zapravovat do půdy a zvyšovat obsah půdní organické hmoty (což skutečně funguje). Ovšem **živočišná výroba je energeticky náročnější, je významným emitentem skleníkových plynů a reaktivního dusíku a pěstování píce je spojeno například s masivním pěstováním kukuřice, při němž se používají z hlediska kvality vod velmi problematické pesticidy.** Proto by statková hnojiva jistě měla být součástí řešení, ale mělo by se více pracovat se zeleným hnojením, komposty atd.

### **Malý velký problém**

Ze staršího článku RNDr. Hany Prchalové z Výzkumného ústavu vodohospodářského (Prchalová, 2018) vyplývá, že na základě ukazatelů specifického seznamu znečišťujících látek ekologického stavu povrchových vod vyšly jako problematické za monitorovací období 2010–2012 a 2013–2015 malathion, alachlor a jeho metabolity a metolachlor a jeho metabolity. Zajímavé je, že organofosfát malathion, podezřelý karcinogen, se v ČR nikdy neaplikoval ve velkých množstvích. V roce 2020 již byla jeho aplikace v rámci osevních ploch nulová (v rámci celé EU je aplikace povolena již jen ve sklenících s pevnou konstrukcí), ale i v dobách „největší slávy“ v roce 2014 byla jeho spotřeba zjištěná dle metodiky ÚKZÚZ něco málo přes 4000 kg. Pokud budeme monitorovací síť čítající v letech 2013–2015 cca 1100 útvarů považovat za reprezentativní, lze konstatovat, že i v relativně malém množství používaná účinná látka může představovat významný kontaminant.

# 3. Expozice necílových organismů pesticidy

## 3.1. Vliv pesticidů na zranitelné skupiny obyvatel

Je nutné si uvědomit, že současný způsob aplikace pesticidů vede k tomu, že se ve zvýšené míře dostávají do prostředí mimo cílové organismy. To se týká i lidských sídel v intenzivně zemědělsky využívané krajině. Pesticidy jsou například kontaminována dětská hřiště v sídlech ležících v zemědělsky intenzivně využívané krajině, jak dokládá studie ze severní Itálie (Linhart et al., 2021). Na 96 % ze studovaných hřišť byl nalezen alespoň jeden pesticid, a 79 % bylo kontaminováno více než jedním pesticidem. Tři čtvrtiny z detekovaných reziduí jsou klasifikovány jako endokrinní disruptory. V nejvyšších koncentracích byly nalezeny již zakázané látky jako insekticid chlorpyrifos-metyl a herbicid oxadizon. Dále byly detekovány stále používané (i v ČR) fungicidy captan a fluazinam. Rezidua byla detekována i v době umenšené, nebo žádné aplikace pesticidů (podzim, zima). Nejčastěji byly nalezeny právě fungicidy (fluazinam a captan, v ČR spotřeba v roce 2020 přes 8, respektive 23 tun). Některé z detekovaných látek (captan, folpet) jsou dle autorit v rámci EU podezřelé lidské karcinogeny. Kontaminace právě těchto míst byla prověřována záměrně, jelikož je často navštěvuje nejzranitelnější část obyvatel, děti či těhotné a kojící ženy. V této konkrétní studii byly zdrojem nalezených pesticidů z velké části intenzivní sady v okolí, kde bývají tyto látky hojně používány. Dokonce bylo zjištěno, že kontaminace veřejných míst koreluje se vzdáleností od intenzivních jablečných sadů a jejich proporci k ostatním typům využívané krajiny (Linhart et al., 2019).

Cesty expozice dětí jsou pochopitelně rozdílné. Zemědělská krajina poskytovala ještě generacím našich prarodičů v jejich dětství prostor pro hry a objevování, dnes se může stát významnou expoziční cestou spousta cizorodých chemických látek. Důležité jsou také vnitřní expozice skrze insekticidní přípravky, domácí mazlíčky, kterým byly podávány insekticidy. U dětí farmářů pak třebas i kontaminované oděvy rodičů atd.

U dětí mohou dokonce i nízké dávky pesticidů, kterým jsou v průběhu let vystaveny, způsobit ovlivnění vývoje, zdraví a chování. Studie u této chronické expozice pesticidy poukazují na vznik hyperaktivity, změnu reflexů a psychomotorické a neurologické změny ve vývoji (Egendorf et al., 2020; Muñoz-Quezada et al., 2013). Právě u dětí byly nalezeny vyšší hladiny metabolitů organofosfátů, kterým jsou výše zmíněné neurologické problémy často připisovány (Pascale and Laborde, 2020).

Epidemiologické studie, studie na zvířatech a klinické studie postupně odkrývají asociace i mezi chronickým, tedy dlouhodobým působením malých dávek, a vývojem neurologických chorob, rakoviny a zvýšené náchylnosti vůči infekcím.

U dětí je někdy klíčové, v jaké fázi vývoje jsou příslušným látkám vystaveny. Hovoříme potom o tzv. bezprahové toxicitě, kdy i malé množství aktivní látky, jemuž jsou vystaveny organismy v citlivé fázi vývoje, může způsobit velké změny v organismu. A již například víme, že u dětí je riziko rakoviny asociováno dokonce i s expozicí rodičů pesticidy. Tuto skutečnost dokládá více studií, můžeme například uvést práci, jež našla zvýšení rizika akutní myeloidní leukémie v souvislosti s expozicí matek pesticidům během těhotenství (Bailey et al., 2014).

Především vnitřní aplikace insekticidů (pro domácí mazlíčky), insekticidům proti blechám a klíšťatům spolu s expozicí během těhotenství pak vedly k nárůstu výskytu rakoviny mozku u dětí (Van Maele-Fabry et al., 2017). Zmíněné poslední dvě studie pracují buď s velkým počtem sledovaných osob, či kombinují výsledky dříve publikovaných prací a jsou proto velmi průkazné. To, že riziko vzniku rakoviny u dětí roste i s expozicí jejich rodičů pesticidům, bylo doloženo i v případě vzniku rakoviny ledvin u dětí. Tyto studie se většinou týkají dlouhodobé chronické expozice (Bassil et al., 2007).

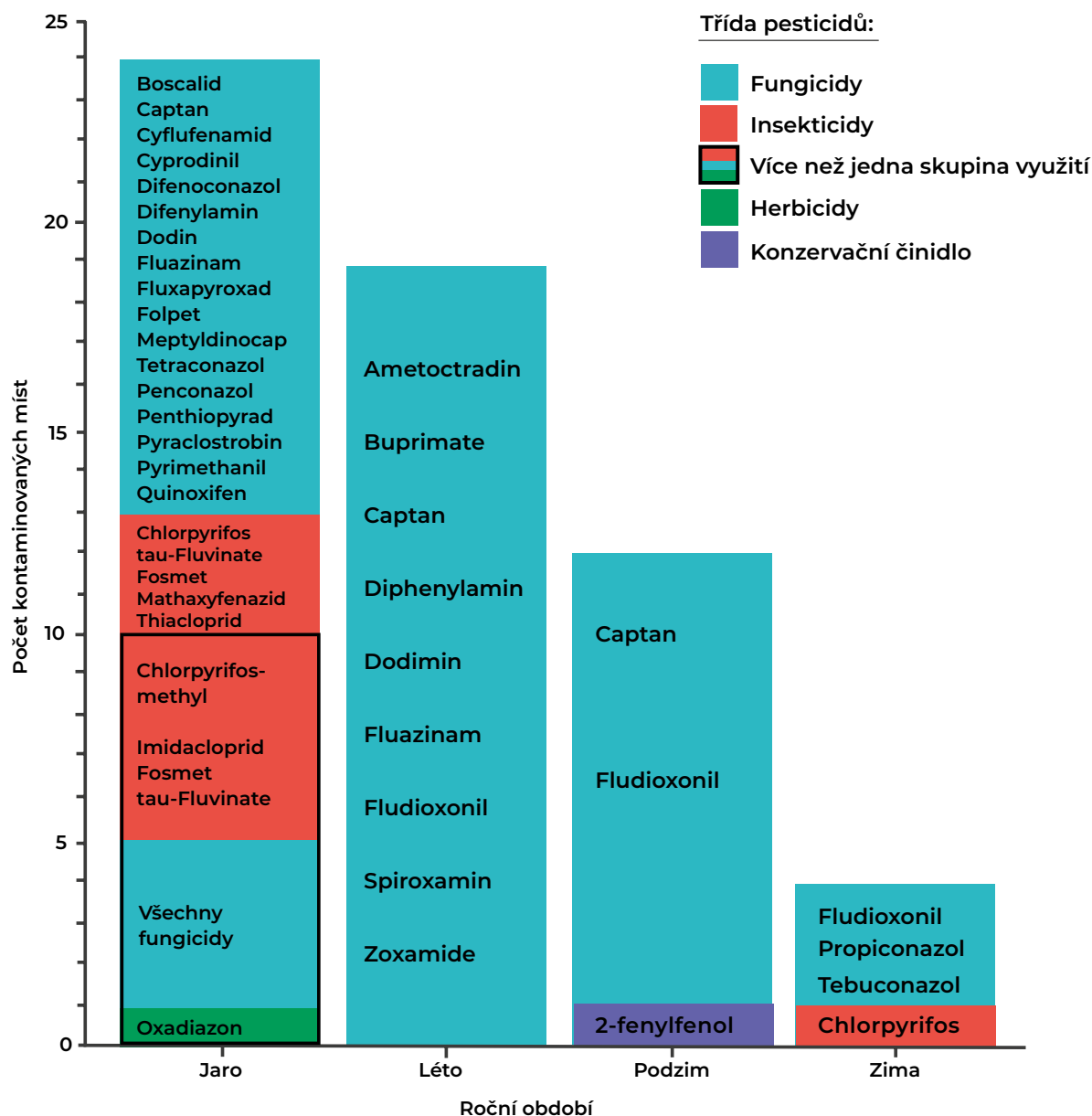
Pesticidy představují zvýšené riziko také pro pracovníky v zemědělství a další osoby, které s nimi přicházejí do styku v rámci pracovní opakované expozice. Tato pracovní expozice vede ke vzniku celé řady patologických projevů (Gangemi et al., 2016). Například je znám vyšší výskyt Parkinsonovy choroby a nervových chorob u pěstitelů vína (Kab et al., 2017), přičemž tato studie zohlednila možný vliv rozdílné míry konzumace tabáku mezi farmáři a kontrolními skupinami. Další review naznačuje nárůst kardiovaskulárních chorob a úmrtí na ně v souvislosti s expozicí pesticidy (Wahab et al., 2016). Tento přehled se zaměřil především na tzv. kohortové studie, tedy studie srovnávající dlouhodobě skupiny jedinců a přinášející tedy velmi cenné výsledky.

Obecný postup pro kohortovou studii je následující: Na počátku se definuje populace, z ní se vybere skupina zdravých jedinců. Tato skupina se rozdělí na dvě kohorty. Jednu kohortu zdravých máme bez rizika (kontrolní skupina), druhou kohortu máme s rizikem. Časem ve skupinách někdo onemocní na sledovanou nemoc a my počítáme rozdíl mezi skupinou bez rizika a s rizikem. Takové studie mohou trvat roky či desetiletí, jsou tedy zdoluhavé, nákladné, ale výstupy jsou průkazné. Ze statistického hlediska mají velkou sílu i přesnost.

Například expozice pracovníků v zemědělství pesticidům metalaxyl, pendimetalin (u nás stále povolené) a zakázanému chlorpyrifosu vede k vyššímu riziku infarktu myokardu (Dayton et al., 2010). Nedávno zakázaný mankozeb a chlorfenoxi-herbicidy zvyšují signifikantně riziko úmrtí na infarkt myokardu (Mills et al., 2009). Bylo rovněž poukázáno na to, že expozice organofosfátům zvyšuje riziko vzniku ischemické choroby srdeční (Zamzila et al., 2011). Existují i studie hodnotící poškození srdce přímo na základě akutních otrav organofosfáty (Anand et al., 2009).

Obrázek 12:

Pesticidy nalezené na trávnicích dětských hřišť v Severní Itálii dle počtu kontaminovaných míst.



Překresleno podle: Linhart et al., 2021. Year-round pesticide contamination of public sites near intensively managed agricultural areas in South Tyrol. *Environmental Sciences Europe* 33.1 (2021): 1–12. Překlad z originálu (anglický jazyk) do češtiny vytvořilo Hnutí DUHA.

Rostoucí počet dobře navržených epidemiologických a molekulárních studií poskytuje podstatné důkazy, že používání pesticidů v zemědělství, komerční sféře a domácnostech a při zahrádkaření je spojeno s nadměrným rizikem vzniku rakoviny. Týká se to jak expozic z povolání, tak v důsledku vystavení dalších lidí těmto expozicím (Alavanja et al., 2013). Studie například uvádí pozitivní asociaci mezi rakovinou prostaty a simazinem, látkou, kterou si stále vnášíme do půdy jako tolerovanou nečistotu v povolených přípravcích. Dále pozitivní asociaci mezi 2,4-D (kyselina dichlorfenoxycetová), v ČR stále aplikována jako selektivní

herbicid, a výskytem určitých forem leukémie. Stejně tak je tomu u další látky ze skupiny fenox-herbicidů – MCPA (kyseliny 4-chloro-o-tolyloxyoctové) a četnými organofosfáty (z povolených např. glyfosátem). S leukémií je pozitivně asociován rovněž stále povolený metribuzin. Mnohočetný myelom (rakovina bílých krvinek, projevující se v kostech a kostní dřeni) je asociován s používáním captanu (zmíněn na začátku této kapitoly v souvislosti s nálezy na dětských hřištích).

Velká studie posuzující okolo 70 000 pracovníků v zemědělství v Kanadě v souvislosti s výskytem rakoviny konstatovala, že s expozicí těchto lidí pesticidy souvisí vyšší riziko vzniku leukémie a rakoviny prostaty (Kachuri et al. 2017). V jedné z největších případových studií z USA byl zjištěn nárůst rakoviny prostaty o zhruba 20 % mezi farmáři a o cca 30 % mezi pracovníky aplikujícími pesticidy. V rámci této studie bylo zjištěno, že nebezpečí vypuknutí agresivní formy rakoviny prostaty roste s mírou expozice organochlorovaným pesticidům a organofosfátům (konkrétně šlo o například u nás již nepoužívaný malathion a přípravky, které již v rámci EU nemají platné povolení: terbufos a fonofos). (Koutros et al., 2010).

Mnoho pesticidů vykazuje estrogenní působení a ovlivňují estrogenní a androgenní receptory. S ovlivněním prvním z uvedených receptorů bývá asociováno zvýšené riziko rakoviny prsu. Toto podezření se rovněž potvrzuje. Dokladem může být australská studie, která odhalila zvýšené riziko vývinu rakoviny prsu u žen, které byly vystaveny „úletům“ pesticidních přípravků během aplikací (El-Zaemey et al., 2013). Více citlivé se zdají být ženy ve věku, kdy se u nich vyvíjejí mléčné žlázy (Koutros et al., 2010).

Pesticidy mají svůj podíl i na snižující se schopnosti populace otěhotnět a donosit plod. V nedávné studii byly náhodně vybírány páry, kde byl muž zaměstnán na farmě a páry ze zbytku lokální populace. Výsledky odhalily vyšší výskyt neplodnosti, porodů mrtvých dětí a spontánních potratů u párů, kde muž pracoval na farmě (Neghab et al., 2014). To je v souladu s výsledky studií, které poukazují na negativní vliv pesticidů na reprodukční schopnost mužů i žen (Gangemi et al., 2016). Středně zvýšené riziko časných potratů bylo dáno do souvislosti s expozicí fenox-herbicidy (2,4-D, MCPA), triaziny (atrazin, cyanazin) a dalšími herbicidy (glyfosát, dicamba) (Arbuckle et al., 2001).

#### **Box, zpracován s pomocí doc. MUDr. Evy Honsové, Ph.D.**

Prokázání kauzální souvislosti mezi dlouhodobým působením malých dávek směsí pesticidů a vznikem problému je velmi náročné. Pokud se však při šetření daného problému kombinuje několik typů studií, které poukážou na signifikantní asociace a zároveň dojde k vyloučení dalších pravděpodobných příčin, měly by být příslušné výsledky považované za dostatečné pro zavedení opatření vedoucí k eliminaci rizik. Příkladem mohou být studie zaměřené na odhalování příčin vzniku onemocnění ledvin u komunity pracovníků v zemědělství. Problémy byly

prvně identifikovány před cca 15 lety v rozvojových zemích Střední Ameriky. Problémy se nezdálo vyvinuly až do fáze selhání ledvin, což v podmínkách tamějšího zdravotnictví často znamenalo smrt. Objevily se hypotézy, které viděly příčinu onemocnění v podmínkách a pracovním nasazení dotčených lidí. Tedy horké prostředí na plantážích čili dlouhodobý tepelný stres spojený s extrémním pocením a s užíváním běžně dostupných antirevmatik. Postupně se ale ukázalo, že onemocnění se vyskytuje i jinde na světě (Sri Lanka, Thajsko, Indie, USA, Francie atd.) a že v rámci zemědělské komunity nepostihuje pouze pracovníky vystavené těžké manuální práci ve vedru. Proto se pozornost upřela zpět na problematické látky používané v zemědělství. Onemocnění bylo pojmenováno „chronická intersticiální nefritida v zemědělských komunitách“ se zkratkou CINAC (chronic interstitial nephritis in agricultural communities) nebo se používá také „CKD neznámého původu“ (CKD je chronic kidney disease).

Další výzkum ukázal, že problém se nevztahuje na země, kde je uvaleno embargo na dovoz agrochemikálií (Kuba, některé oblasti Srí Lanky). Výzkumníci rovněž prokázali, že morfologie postižení je shodná v různých zemědělských oblastech s různými podmínkami po celém světě (De Broe, 2020).

Výzkumníci na základě několikaleté práce ukázali, že epidemiologická, experimentální data a také data z biopsií vedou k poznání příčiny, kterou je použití agrochemikálií/pesticidů. Další, například lokálně specifické vlivy (jsou horko, dehydratace, genetické vlivy), mohou s touto primární příčinou dále interagovat. Zdá se, že působení pesticidů by mohlo oslabit schopnost ledvin vzdorovat infekcím. Další studie ze Srí Lanky, Indie a USA ukázaly odpověď na expozici nebo jasnou asociaci s pesticidy: glyfosát, organochloridy, alachlor (v ČR už bez povolení), atrazin (v ČR už bez povolení), metolachlor, pendimethalin, paraquat (v ČR už bez povolení) (De Broe, 2020).

Existují i silné důkazy pro tvrzení, že pesticidy mají negativní vliv na zdraví i skrze jejich únos z míst aplikace větrem, či vodou a mohou negativně ovlivňovat zdraví lidí žijících blízko intenzivně zemědělsky obdělávaných ploch. Například dlouhodobá expozice v takových oblastech přispívá ke vzniku chronických a civilizačních chorob jako jsou obezita, cukrovka druhého typu, nemoc štítné žlázy a rakoviny, především těch typů, jejichž vznik má souvislost s ovlivněním hormonálního systému (Linhart et al. 2019).

## 3.2. Rezidua v jídle dle Evropského úřadu pro bezpečnost potravin

Zpráva The European Food Safety Authority (EFSA) za rok 2019 o reziduích pesticidů v jídle, připravená v souladu s článkem 32 of Regulation (EC) No 396/2005, poskytuje přehled oficiálních kontrol zaměřených na rezidua pesticidů v rámci států EU, Islandu a Norska (dále pro zjednodušení uváděno jako státy EU). V době vzniku této studie byla zpráva za rok 2019 poslední dostupná.

EFSA vydala v roce 2021 zprávu (EFSA, 2021), v níž předkládá analýzy více než 96 302 vzorků (EUCP program + národní programy) potravin náhodně odebraných v rámci členských států. Bylo analyzováno celkem 799 pesticidů, průměrně 233 na vzorek. U 3,9 % došlo k překročení maximálních přípustných limitů pro pesticidy. Z tohoto množství vzorků bylo 2,3 % absolutně nevyhovujících, tzn., že došlo k překročení povolených limitů i při zohlednění nejistoty měření.

Bylo analyzováno i 1513 vzorků potravin pro malé děti či kojence. V 97,8 % těchto vzorků nebyla zjištěna vůbec žádná rezidua (v roce 2017 to bylo 94,6 % vzorků a v roce 2018 90,3 % vzorků). U produktů z ekologického zemědělství bylo nevyhovujících 0,5 % vzorků. Bylo rovněž analyzováno přes 16 tisíc vzorků živočišného původu, zde bylo 91,2 % bez zjištěných reziduí a 8,8 % vzorků obsahovalo jeden či více pesticidů ve stanovitelném množství. Nadlimitních bylo 0,6 % vzorků. U živočišných produktů byly nejčastější příčinou překročení již dlouho zakázané organochloridy (DDT, hexachlorbenzen). Z používaných či nedávno zakázaných byl nalezen například chlorpyrifos (ledviny) či fipronil (vejce).

U medu a jiných včelařských produktů bylo 78,7 % vzorků bez kvantifikovatelných reziduí. Ve 20,4 % byly zjištěny rezidua, u 0,9 % došlo k překročení limitů a 0,4 % vzorků bylo nevyhovujících. V těchto produktech byly nejčastěji nalezeny látky ze skupiny neonikotinoidů (thiakloprid, acetamiprid) a rezidua veterinárních léčiv.

Celkově byla rezidua vícero pesticidů (směsi účinných látek s možnými synergickými efekty) častěji nalezena v nezpracovaných produktech (28 %), ve srovnání se zpracovanými produkty (16,8 %). Rezidua většího počtu pesticidů byla nalezena u 27 % ze všech vzorků.

Podmnožina 12 579 vzorků byla zahrnuta do EUCP programu (EU-koordinovaný kontrolní program) a zahrnovala následující potraviny – jahody, jablka, broskve, hrozny (červené a bílé), hlávkové zelí, salát, rajčata, mléko (kravské), sádlo. Ve vzorcích těchto potravin bylo stanovováno 182 reziduí pesticidů a byly dosaženy následující výsledky:

- 53 % (tj. 6674) bylo bez stanovovaných reziduí pesticidů
- 45 % (tj. 5664) obsahovalo jeden nebo více reziduí pesticidů
- 2 % (tj. 241) obsahovalo množství reziduí přesahujících zákonné limity



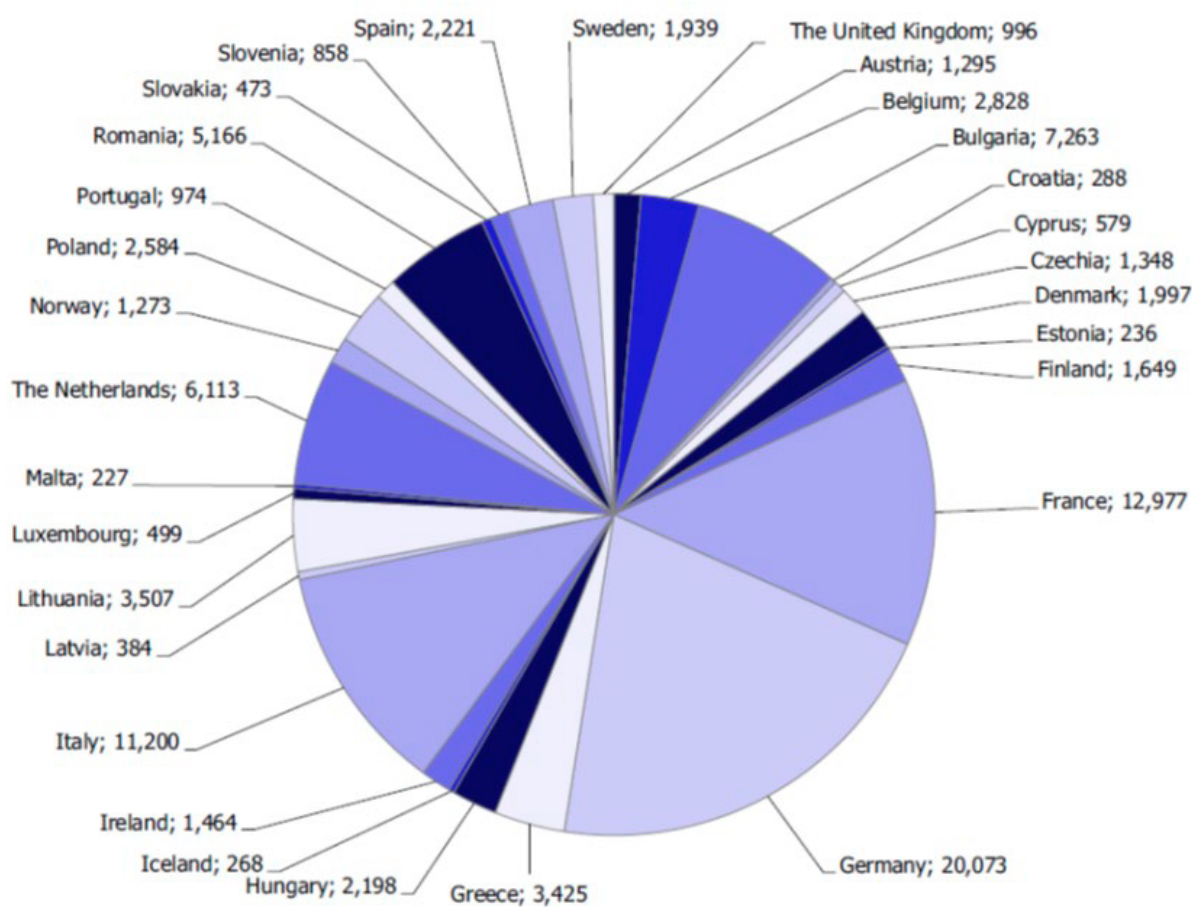
A jaké byly četnosti překročení mezi jednotlivými potravinami? Nebylo nalezeno překročení u mléka. Dále jsou potraviny seřazeny dle míry překročení: jahody (3,3 %), jablka (2,1 %), hlávkové zelí (1,9 %), salát (1,8 %), rajčata (1,7 %), broskve (1,5 %), hrozny (0,9 %), sádlo (0,3 %).

Na plodinách pěstovaných v rámci EU byla detekována i rezidua již nepovolených účinných látek (např. karbofuran, chlorothalonil, dieldrin), u potravin živočišného původu se pak nejčastěji jednalo o rezidua DDT a jeho metabolitů či dieldrin.

Vzorky byly dále hodnoceny z hlediska akutní i chronické toxicity. Pro tyto účely byly smíchány podmnžiny vzorků z EUCP programu a národních programů, aby se dosáhlo co největší reprezentativnosti. Pesticidy, které v potravinách nejčastěji překračovaly limity a tím mohly způsobit akutní zdravotní problémy, byly například chlorpyrifos (29), lambda-cyhalothrin (21), deltamethrin (16) a tebuconazol (16) (čísla v závorkách udávají počet problematických vzorků z 19 767 vzorků, které byly takto hodnoceny).

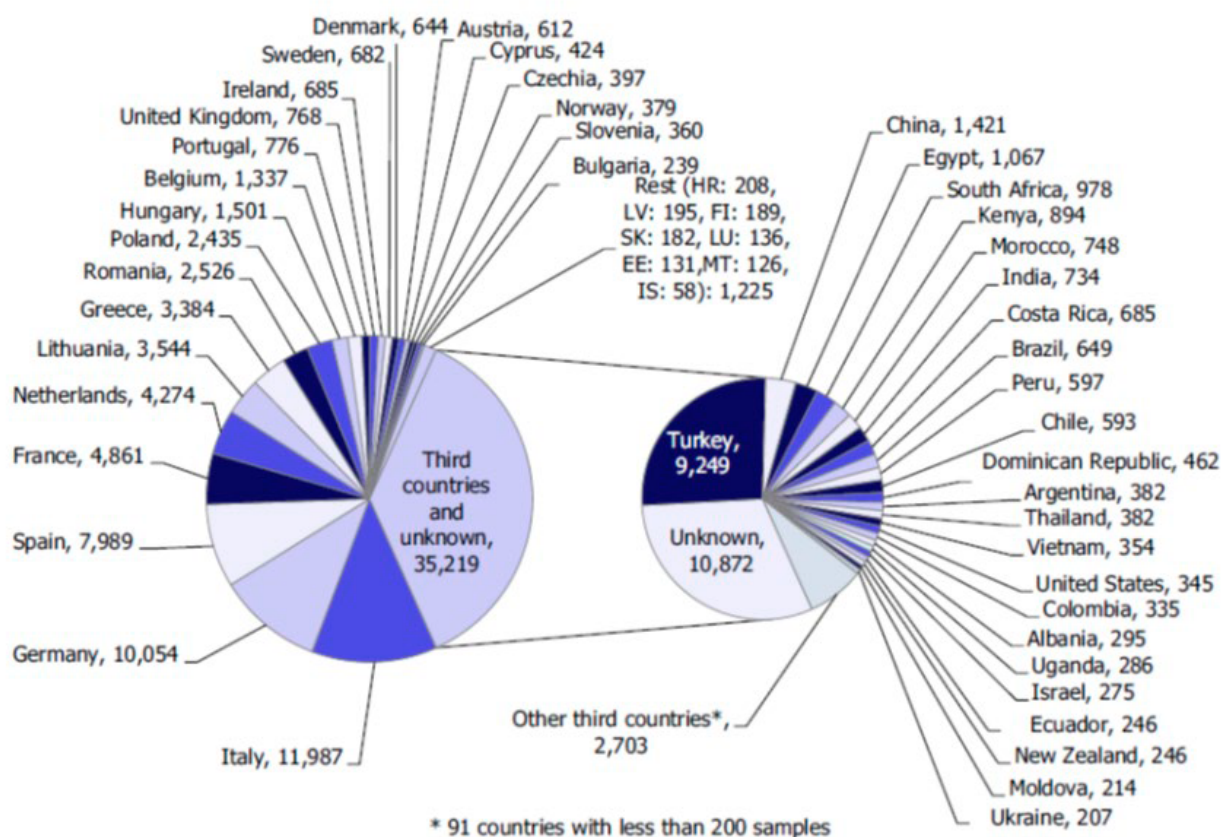
Obrázek 13:

Počty analyzovaných vzorků potravin dle zemí (z národních programů). Celkově bylo analyzováno přes 96 tisíc vzorků potravin.



Překresleno dle EFSA 2021.

Obrázek 14:  
Počty analyzovaných vzorků potravin podle původu



Překresleno dle EFSA 2021.

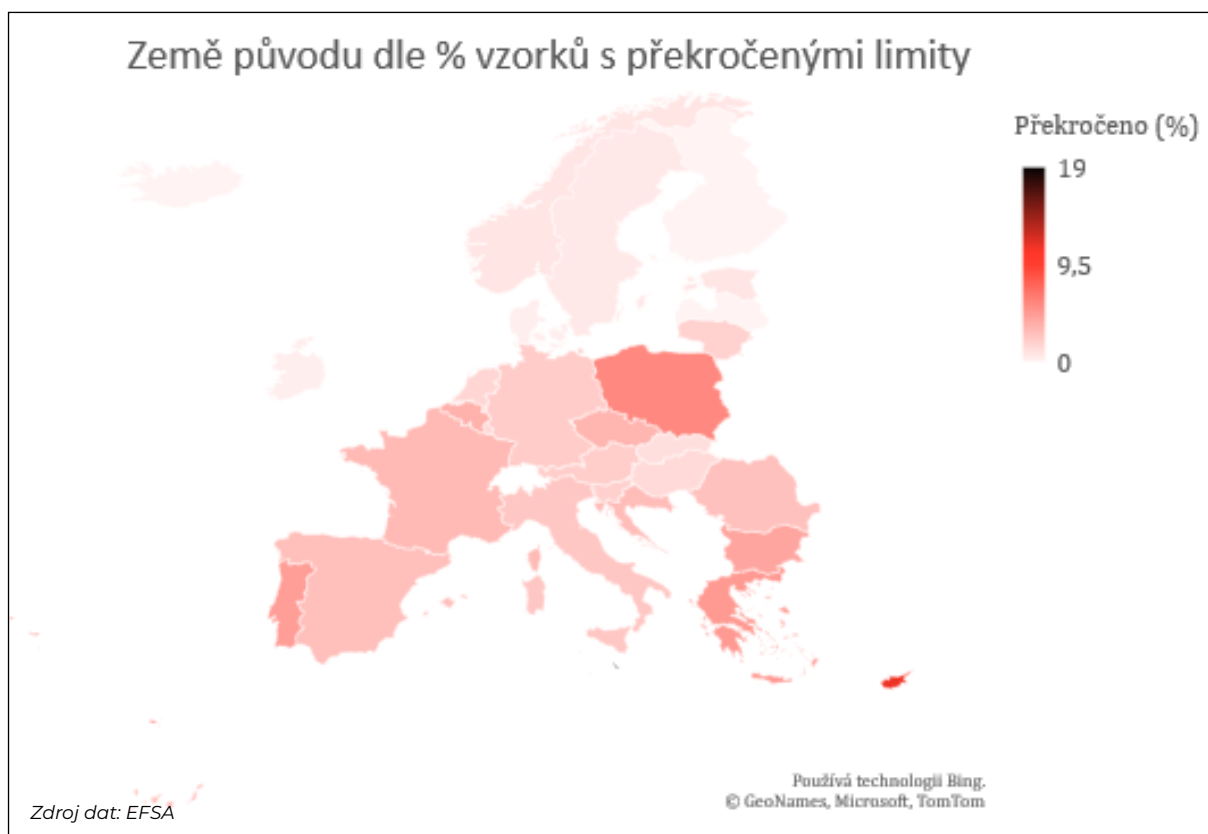
Zajímavé je, že součástí vzorkovací kampaně byly i odběry z důvodů podezření na možný problém s rezidui. Těchto vzorků bylo celkově přes 10 tisíc (z oněch více než 96 tisíc) a počet nevyhovujících vzorků (tedy takových, kde došlo k překročení limitu i po zohlednění nejistot měření) byl vyšší než u zbytku, konkrétně 8,7 % (limit byl překročen u 10,7 % vzorků).

Další informace, která může spotřebitele zajímat, je míra překročení limitu dle původu vzorku. Zde vyšly lépe potraviny vyprodukované v rámci EU (celkem analyzováno přes 61 tisíc vzorků, vzorky s překročeným limitem 2,7 %; absolutně nevyhovující vzorky 1,3 %), oproti vzorkům z „třetích zemí“ (přes 24 tisíc vzorků; vzorky s překročeným limitem 7,8 %, absolutně nevyhovující vzorky 5,6 %).

Další informace je možno získat z Obrázků 15–16.

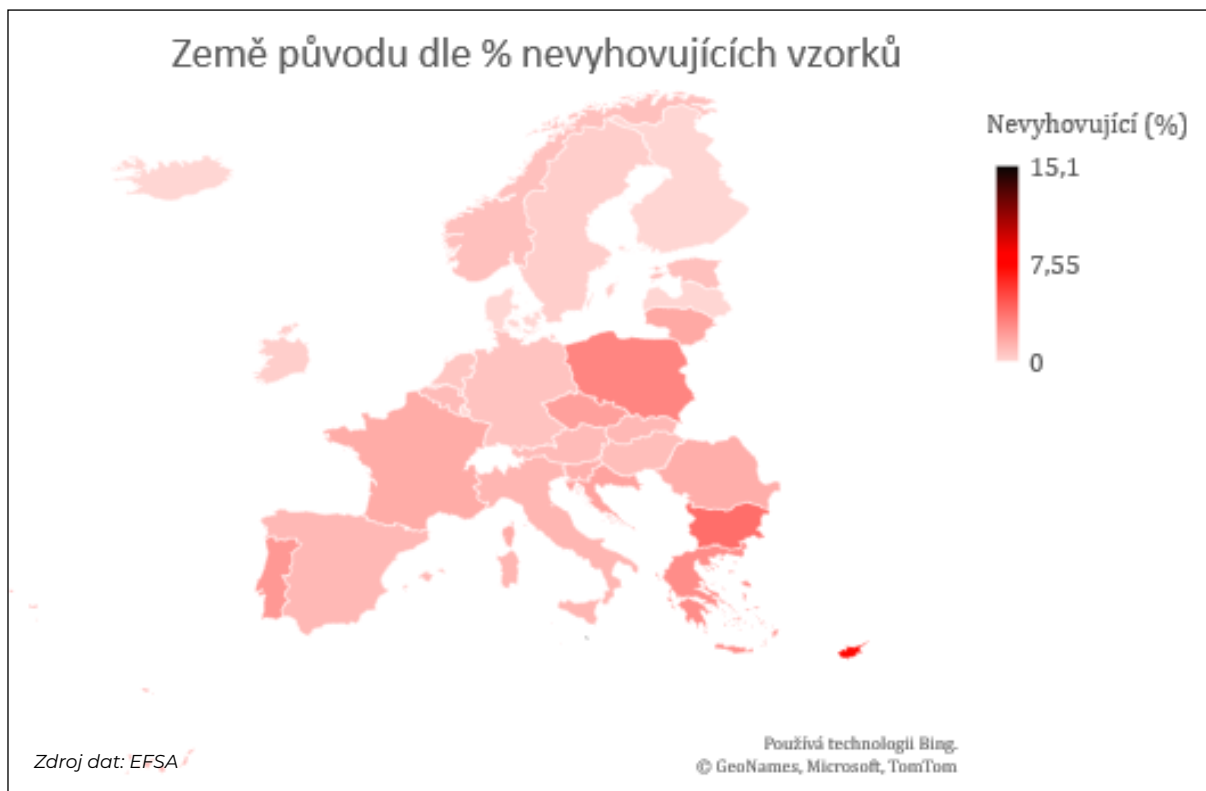
Obrázek 15:

Mapa zemí původu v EU dle % vzorků s překročenými limity



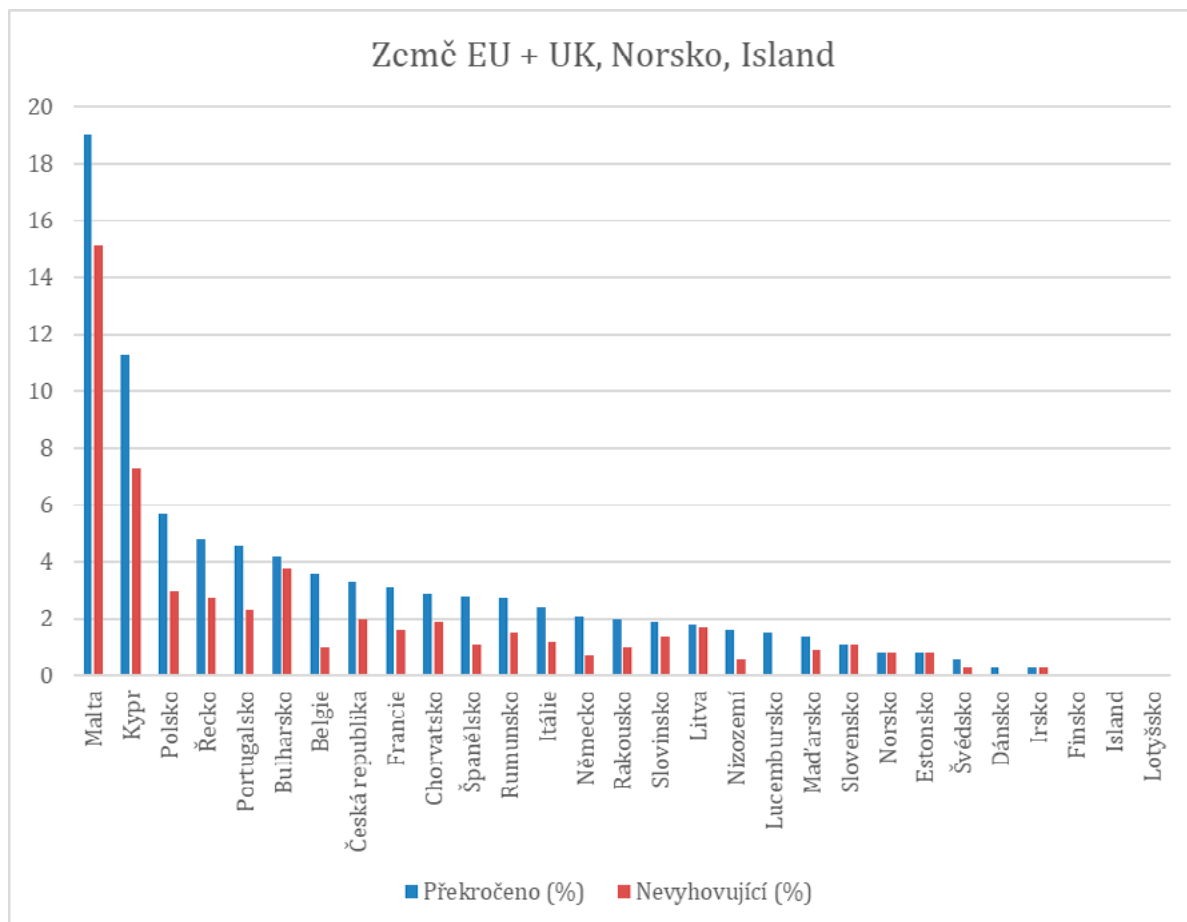
Obrázek 16:

Mapa zemí původu v EU dle % nevyhovujících vzorků



Obrázek 17:

Žebříček zemí dle % vzorků překračujících limit a zcela nevyhovujících vzorků.



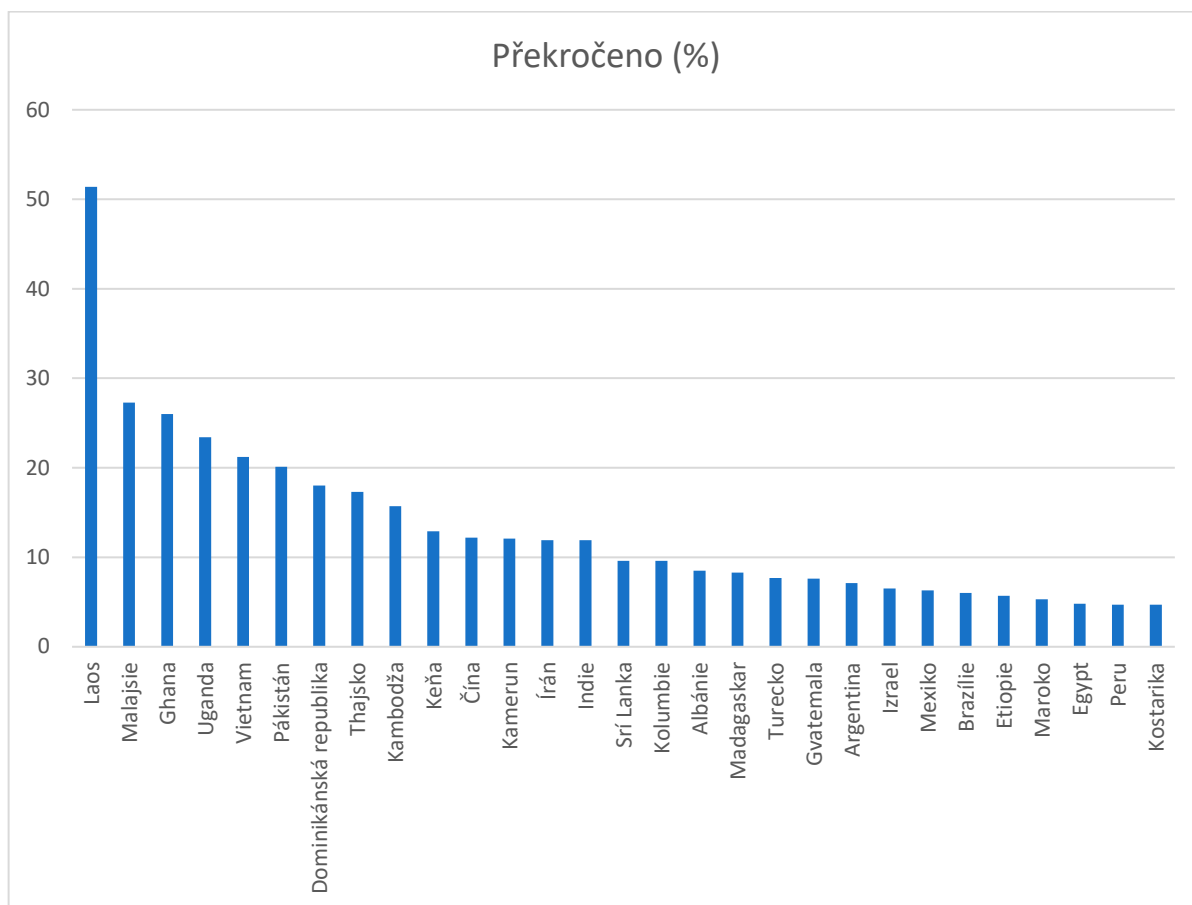
Překresleno dle EFSA 2021.

V rámci reportujících zemí dopadly nejhůře Malta a Kypr, vzhledem ke struktuře trhu v ČR je však mnohem významnější špatné umístění Polska (třetí nejhorší z pohledu překročených limitů) a dále Bulharska (třetí nejhorší v počtu absolutně nevyhovujících vzorků), Řecka, Portugalska a Belgie. Pokud se podíváme na Obrázcích 15–17, vidíme, že ČR patří v rámci EU mezi horší průměr a například sousední Slovensko vychází výrazně lépe.

Zvýšenou pozornost je třeba věnovat potravinám dováženým ze třetích zemí, které dopadly v průměru hůře než ty „evropské“. Pořadí dle překročení limitů uvádí Obrázku 18 (zde však nejsou všechny „třetí země“, ale jsou uvedeny ty více problémové po Kostariku).

Obrázek 18:

Země mimo EU dle % vzorků se překročeným limitem



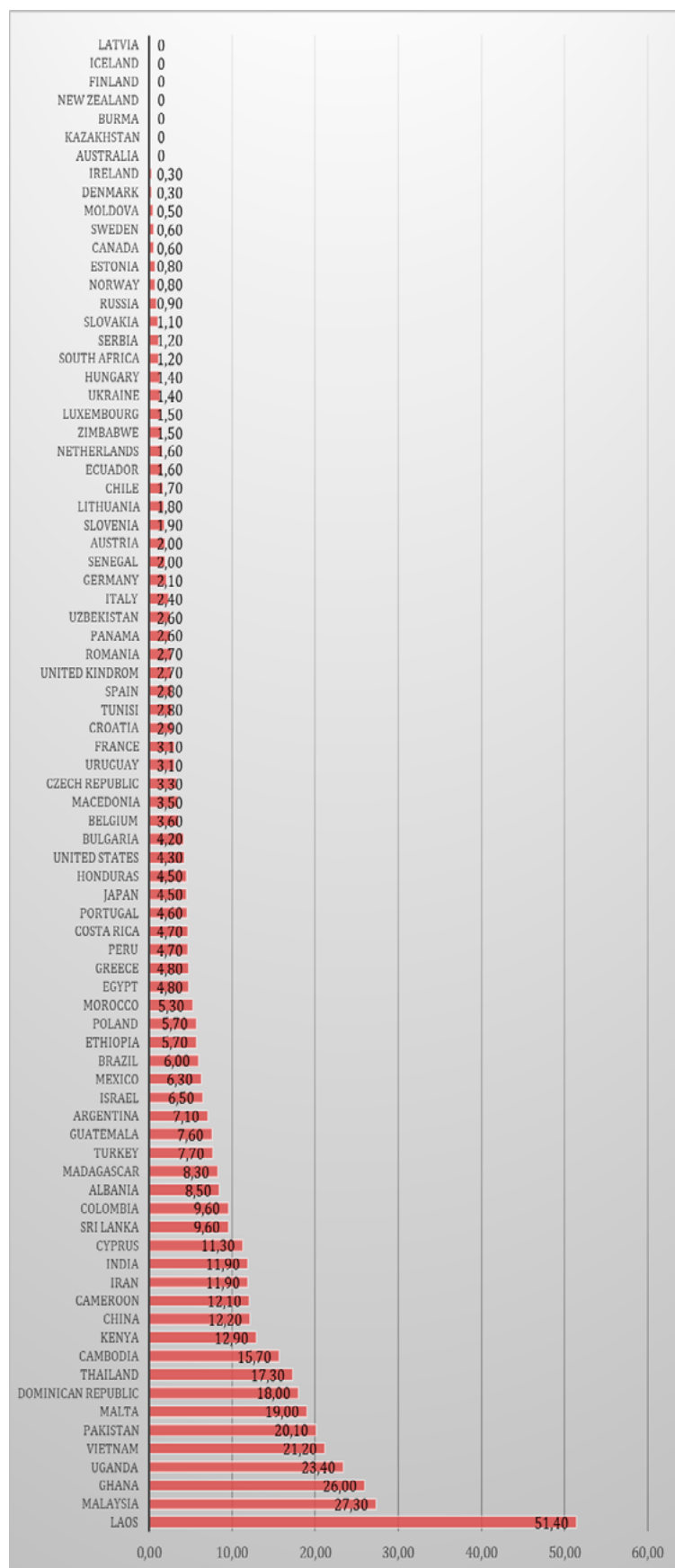
Překresleno dle EFSA 2021.

Nejhůře zde vycházejí některé státy Jihovýchodní Asie, některé africké státy, ale třeba i Dominikánská republika.

Sumarizující grafiku, srovnávající všechny země, ze kterých byly nějaké vzorky analyzovány, uvádějí Obrázky 18–20.

Obrázek 19:

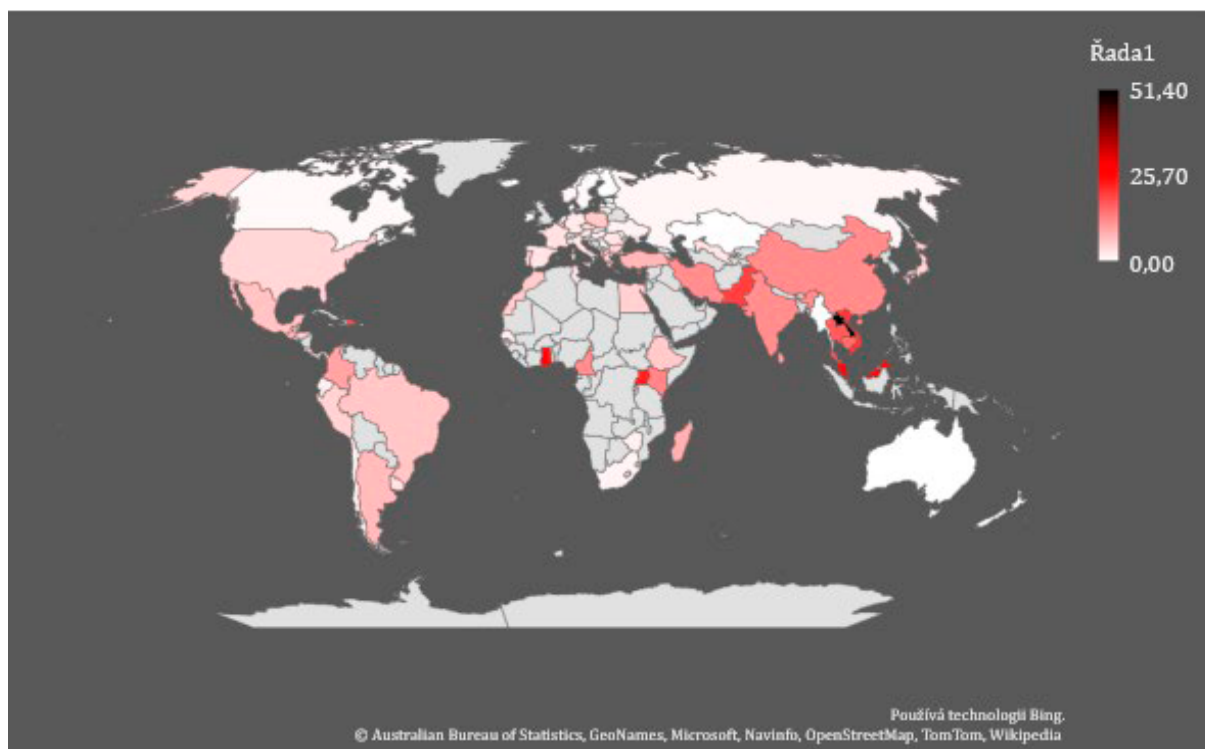
země původu potravin dle % překročení limitu (počet vzorků z dané země = 100 %)



Die EFSA, 2021.

Obrázek 20:

Mapa zemí původu potravin dle % překročení limitu (počet vzorků z dané země = 100 %).



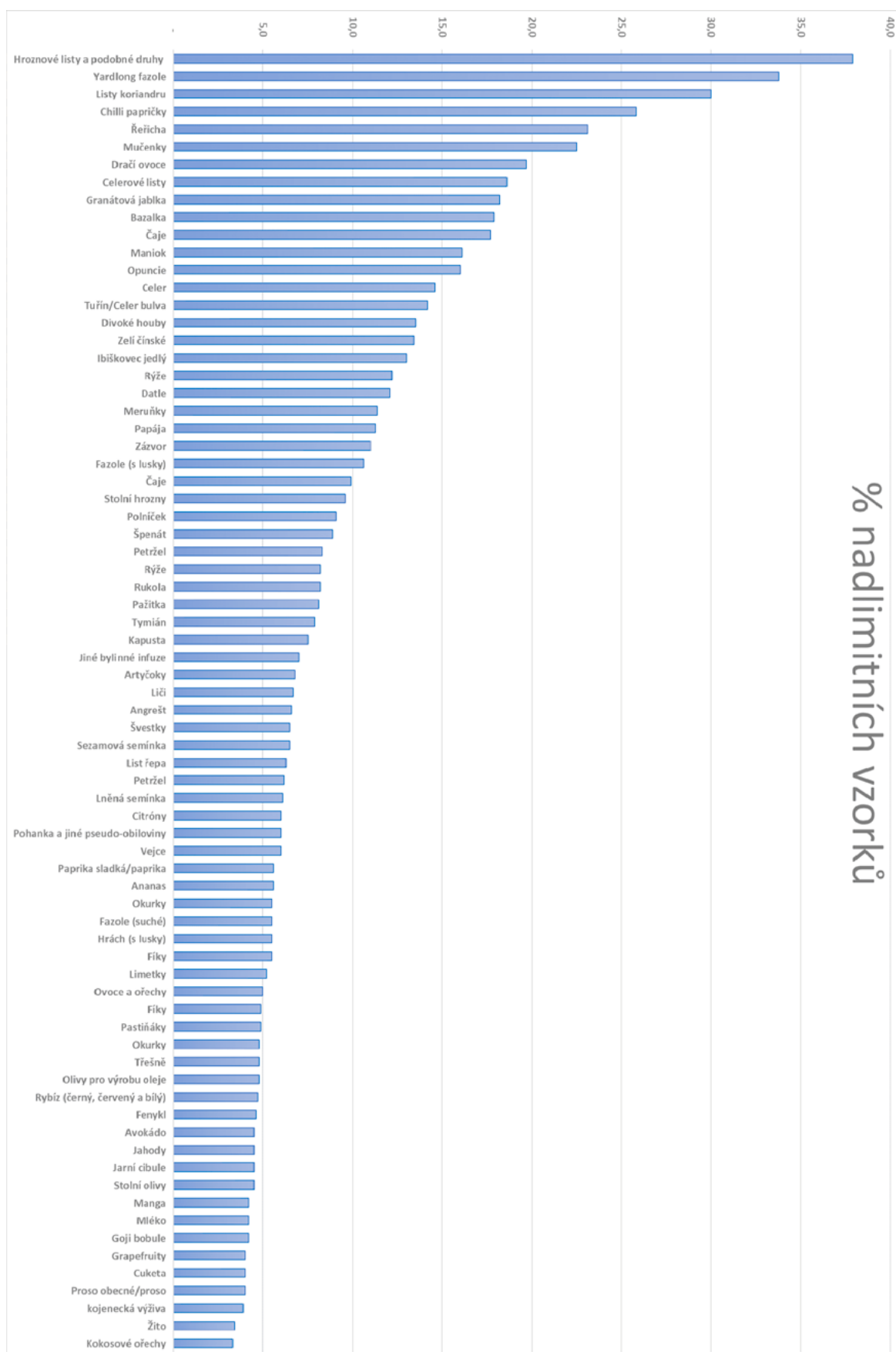
Zdroj dat: EFSA.

Pro spotřebitele bude jistě velmi zajímavé i srovnání reziduí dle produktů, které nabízí Graf 19. Zobrazeny jsou pouze potraviny, u nichž bylo odebráno alespoň 30 vzorků a nalezený průměr překročení leží nad hodnotou 2,8 % (pro potraviny označené ve zprávě EFSA jako zpracované), respektive 4,0 % (pro potraviny označené ve zprávě EFSA jako nezpracované).



Graf 19:

% překročení limitu dle kategorie potravin



Překresleno dle EFSA 2021.

Pokud se podíváme na potraviny z pohledu pesticidů, které nejčastěji překračovaly povolené limity a odhlédneme od nalezených zbytků po dezinfekci (chlorečnany), pak se jako nejvíce problematické ukazují rezidua chlorpyrifosu\* (2020), acetamipridu, buprofezinu, lambda-cyhalothrinu, dimethoatu\* (2019), carbendazimu\* (2014) a acephatu\* z hlediska absolutního počtu vzorků s překročenou hodnotou limitu (hvězdička je u pesticidů, které jsou již bez povolení, s rokem ukončení povolení pro používání v rámci EU). Z hlediska % překročení limitů z celkového počtu vzorků pak máme následující pořadí: chlorpyrifos\* (2020), nikotin\*, dithiokarbamáty, chlordecon\* (jedná se o okrajovou záležitost vázanou na maniok z Francouzských zámořských území), acetamiprid, buprofezin, fosetyl, ethephon, lambda-cyhalothrin, antrachinon\*.

Tabulka 11:

*Aktivní látky registrované dnes a dříve jako složky pesticidů, které byly zjištěny v potravinách vzorkovaných v rámci EU. Zdroj dat EFSA.*

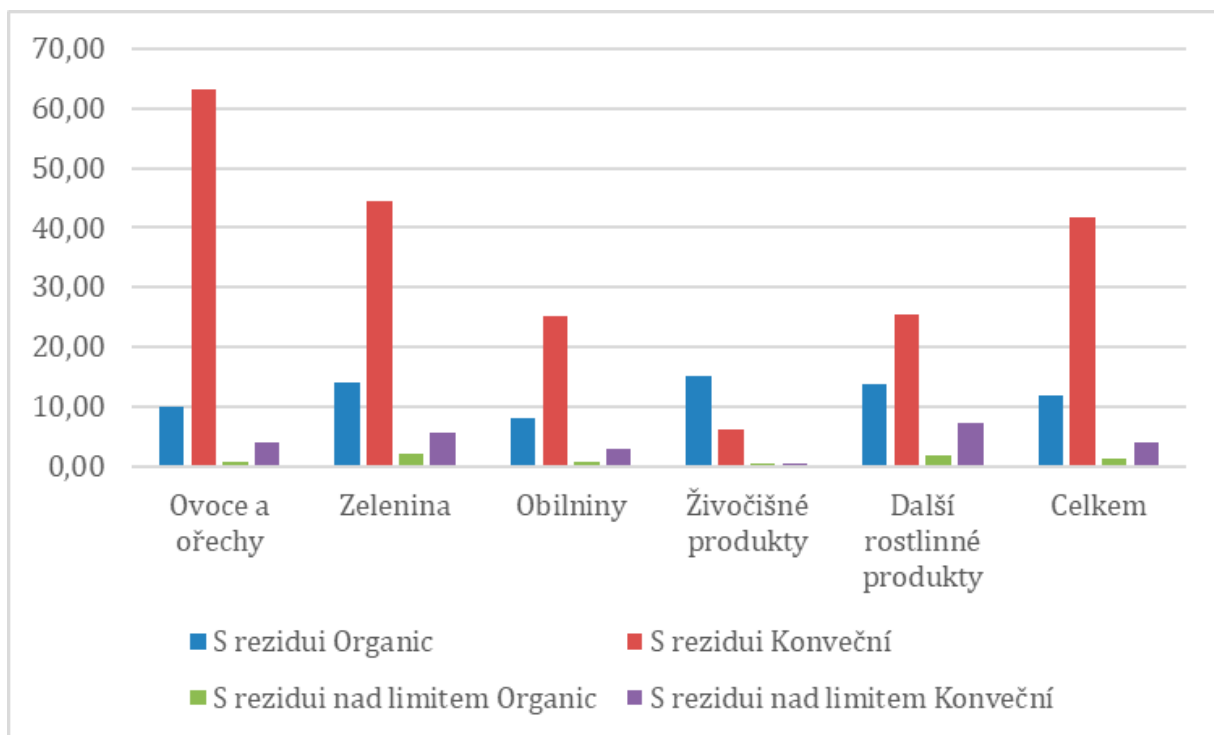
| Absolutní počet nadlimitních vzorků |     | % nadlimitních vzorků v souboru |          |
|-------------------------------------|-----|---------------------------------|----------|
| Chlorečnany                         | 450 | Chlorečnany                     | 7,2      |
| Chlorpyrifos                        | 439 | Chlorpyrifos                    | 0,6      |
| Acetamiprid                         | 232 | Nicotine                        | 0,5      |
| Buprofezin                          | 207 | Dithiocarbamates                | 0,4      |
| Lambda-cyhalothrin                  | 141 | Chlordecone                     | 0,3      |
| Dimethoate                          | 126 | Acetamiprid                     | 0,3      |
| Carbendazim                         | 119 | Bromide ion                     | 0,3      |
| Acephate                            | 105 | Buprofezin                      | 0,3      |
| Pyridaben                           | 93  | Fosetyl                         | 0,3      |
| Omethoate                           | 87  | Ethephon                        | 0,3      |
| Pirimiphos-Metyl                    | 74  | Lambda-cyhalothrin              | 0,2      |
| Clothianidin                        | 73  | Anthraquinone                   | 0,2      |
| Chlorfenapyr                        | 70  | Carbendazim                     | 0,2      |
| Metalaxyl                           | 67  | Dimethoate                      | 0,2      |
| Tricyclazole                        | 67  | Benzalkonium Chloride           | 0,163834 |
| Anthraquinone                       | 66  | Tolfenpyrad                     | 0,2      |
| Cypermethrin                        | 64  | Trimethyl-Sulfonium cation      | 0,2      |
| Propiconazol                        | 63  | Acephate                        | 0,2      |

|                            |    |                            |          |
|----------------------------|----|----------------------------|----------|
| Fipronil                   | 61 | Omethoate                  | 0,1      |
| Iprodione                  | 61 | Chlormequat-Chloride       | 0,1      |
| Thiamethoxam               | 61 | Tricyclazole               | 0,1      |
| Chlorpropham               | 51 | Pyridaben                  | 0,1      |
| Methamidophos              | 51 | Flonicamid                 | 0,1      |
| Formetanate(Hydrochloride) | 49 | Copper C.                  | 0,1      |
| Dithiocarbamates           | 46 | Clothianidin               | 0,1      |
| Flonicamid                 | 46 | Formetanate(Hydrochloride) | 0,1      |
| Linuron                    | 46 | Metalaxyl                  | 0,1      |
| Imidacloprid               | 43 | Fipronil                   | 0,1      |
| Tebuconazol                | 42 | Chlorfenapyr               | 0,101124 |

Jak si dle šetření EFSA stojí biopotraviny vůči potravinám z konvenčního zemědělství, ukazuje Obrázek 21.

Obrázek 21:

*Procenta vzorků potravin z konvenčního a ekologického zemědělství s nalezenými rezidui pesticidů či překročenými limity*



Zdroj dat EFSA

Je patrné, že v kategorii ovoce a ořechy, zelenina, obilniny a další rostlinné produkty je u biopotravin nižší (často výrazně) nejen procento vzorků s nadlimitními hodnotami reziduí, ale i procento vzorků s podlimitními obsahy reziduí. Potom i procento vzorků, kde nebyla zjištěna vůbec žádná rezidua, je u biopotravin (často výrazně) vyšší. V kategorii živočišných produktů bylo naopak v roce 2019 u biopotravin zjištěno vyšší procento vzorků s rezidui pesticidů ve srovnání s produkty konvenčního zemědělství (procenta nadlimitních vzorků byla u konvenčních a biopotravin pro živočišné produkty v roce 2019 stejná – 0,6 %). Mohly za to i v rámci EU již dávno zakázané látky, které lze však stále nalézt v životním prostředí jako kontaminanty – DDT a hexachlorbenzen, ale i thiaklopid a sloučeniny mědi.

Pokud se zaměříme zvláště na živočišné produkty, bylo analyzováno přes 16 tisíc vzorků, 8,8 % vzorků obsahovalo podlimitní koncentrace pesticidů, limity byly překročeny u 0,6 % vzorků a 0,4 % vzorků bylo prohlášeno za absolutně nevyhovující.

Jedněmi z nejčastěji nalezených látek byly v prostředí dlouho přetrvávající a v EU rovněž již dlouho zakázané látky jako je DDT, hexachlorbenzen, hexachlorcyklohexan a dieldrin. V některých případech byly zjištěny zvýšené obsahy mědi, což však nemusí znamenat jejich vnos do potravního řetězce skrze pesticidy, ale pravděpodobněji skrze měď obsahující doplňky stravy pro hospodářská zvířata.

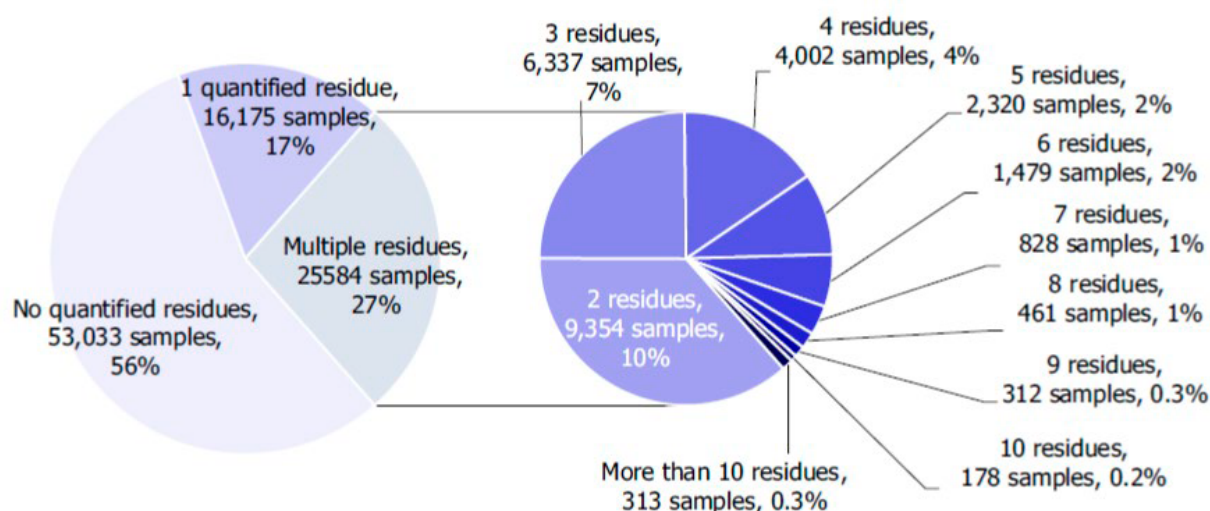
Zvláště u mléka a mušlí docházelo občas k překročení limitů pro látky, které se již jako pesticidy nepoužívají, ale do příslušných potravin se dostaly pravděpodobně při jejich zpracování (díky dezinfekci vody a použití chlorovaných dezinfekčních roztoků – chlorečnan, benzylalkonium chlorid, didecydimethylamonium chlorid). V ledvinách byl nejčastěji nalezen chlorpyrifos (bez povolení v EU od roku 2020). EFSA dále uvádí, že nálezy fipronilu (bez povolení od roku 2017) ve vejcích ukazují na jeho nelegální užívání.

U medu a včelařských produktů bylo 78,7 % vzorků bez reziduí, 20,4 % vzorků obsahovalo rezidua podlimitně, 0,9 % nadlimitně a 0,4 % vzorků bylo zcela nevyhovujících. Celkově bylo v těchto produktech zjištěno 27 různých pesticidů. Jelikož včely během svého života v prostředí i sběru nektaru „navzorkují“ různá stanoviště v rámci krajiny, jsou tyto výsledky s ohledem na vhléd do kontaminace prostředí velmi zajímavé. Nejčastěji byly zjištěny následující látky: thiaklopid (zakázán od roku 2020), acetamiprid, amitraz (zakázán dříve), dimoxystrobin, azoxystrobin, glyphosate, coumaphos (zakázán dříve), flonicamid. Celkově byly znepokojivé nálezy neonikotinoidů (např. thiaklopid, acetamiprid) a rezidua látek z veterinárních přípravků (např. amitraz, coumaphos).

Jak již bylo uvedeno v předcházejících částech této metaanalýzy, v současnosti ještě věda nedospěla k uspokojivému vyřešení otázky efektů směsí pesticidů, to platí zvláště pro směsi mnoha látek a jejich chronické působení. Jak si tedy dle zprávy EFSA za rok 2019 stojí zkoumané potraviny s ohledem na přítomnost „koktejlů“ pesticidů? Toto je významná otázka, protože ačkoliv obsahy řady jednotlivých látek mohou být podlimitní, jejich bohatý mix zvyšuje pravděpodobnost synergických toxikologických efektů. Na Obrázku 23 máme celý soubor více než 94 tisíc vzorků rozdělen do kategorií z hlediska počtu reziduí.

Obrázek 22:

Procenta rozdělení celého souboru počtu vzorků potravin dle počtu v nich určených reziduí.



Převzato z EFSA.

Obrázek 23 ukazuje jednotlivé analyzované potraviny dle počtu reziduí, které v nich byly nalezeny. Nejpestřejší mix pesticidů obsahovaly tyto potraviny: hroznové listy, rybíz, sladké třešně, grepy, rukola, stolní hrozny, sladká paprika, citróny, jahody, hrušky, divoké houby, chili papričky.

EFSA se zabývá i otázkou, proč dochází k překračování povolených limitů pro pesticidy.

U potravin dovážených ze třetích zemí vidí tyto příčiny:

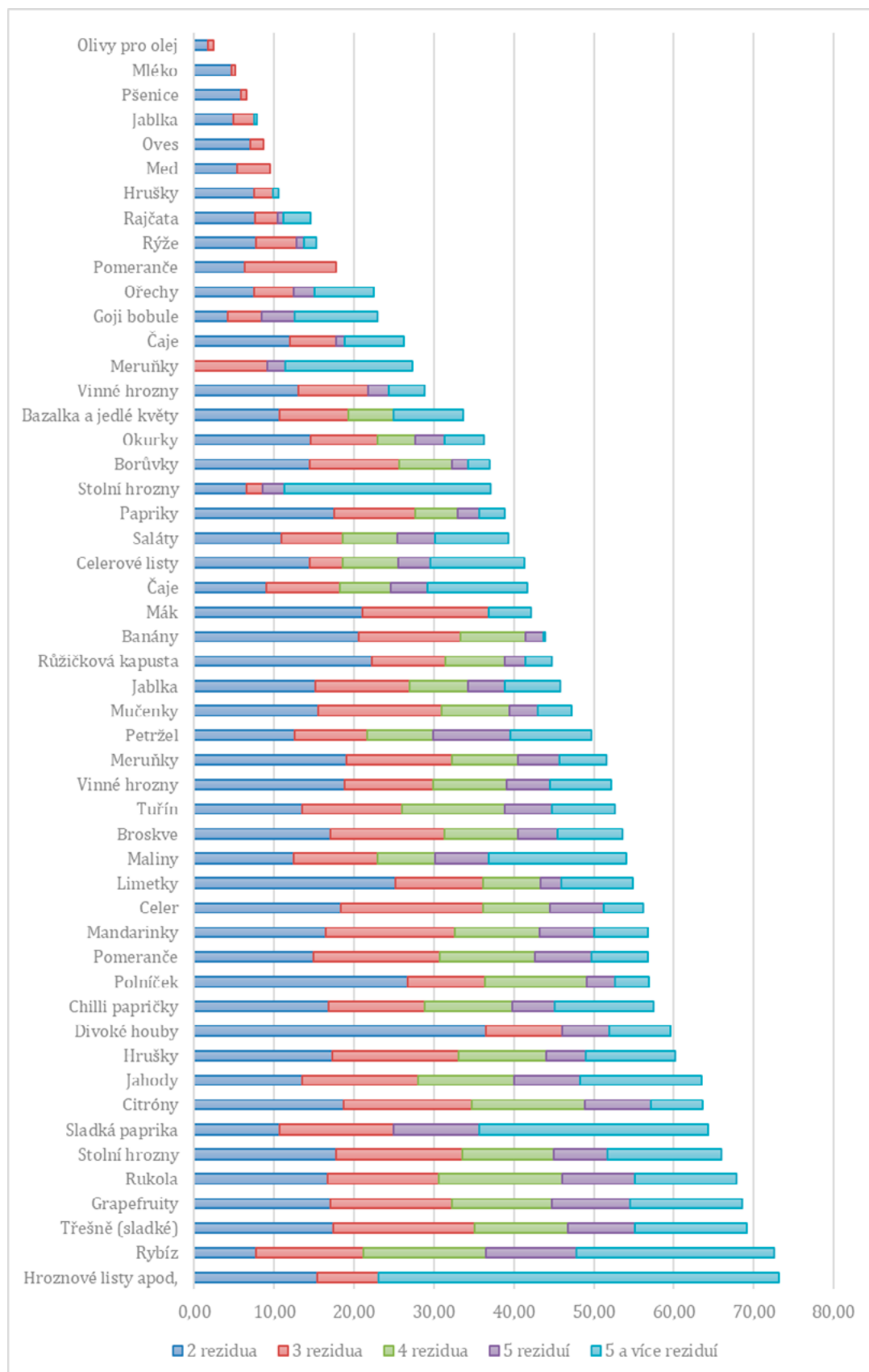
- používání neschválených pesticidů, u kterých je nulová tolerance (karbendazim v chilli papričkách, rýži a fazolích (s lusky))
- přítomnost kontaminantů neznámého původu (antrachinon v čaji a maté, nikotin v listové zelenině).

U potravin vyprodukovaných v rámci trhu EU pak:

- nedodržování zásad dobré zemědělské praxe, např. doporučené dávky pesticidů, počet aplikací, aplikace v době před sklizní
- aplikace za nevhodných povětrnostních podmínek
- použití sice autorizovaného pesticidu, ale nepovoleného na určité plodiny dle zásad dobré zemědělské praxe (například chlorpyrifos na jablkách a špenátu, tebuconazol na špenátu)
- použití v rámci EU nepovolených pesticidů (např. chlorfenapyr na rajčatech)
- zákaz příslušného pesticidu během roku, kdy probíhalo vzorkování (v tomto případě 2019), bez přechodné periody
- přítomnost biocidů, které již nejsou povoleny jako pesticidy, ale jejich monitoring stále pokračuje (dnes se již tedy nejedná o rezidua z aplikací pesticidů, ale například z veterinárních léčiv – díky tomu, že jsou stále v seznamu analyzovaných látek, monitoring je odhalí).
- používání dezinfekčních roztoků na bázi sloučenin chloru ve výrobě
- rezidua starých kontaminantů v prostředí – POPs (např. DDT, hexachlorbenzen)

Obrázek 23:

Soubor vzorků pro jednotlivé potraviny seřazené dle vzrůstajícího množství multireziduálních nálezů pesticidů



Zdroj dat EFSA.

Za zmínku stojí i výsledky EFSA hodnotící rizika akutních otrav zbytkovými pesticidy ve 12 vybraných potravinách: jablka, hlávkové zelí, salát, broskve, špenát, jahody, ovesné a pšeničné zrno, vinné hrozny, vepřový tuk a mléko pro 182 pesticidů ve více než 19 tisících vzorků. Dobrá zpráva je, že tato hodnocení stojí na poměrně přísných podmínkách, tj. prověřují nejhorší možné situace, kterým může být spotřebitel v rámci EU vystaven, například v odhadech toho, kolik zbytkových pesticidů z potravin se dostane do těla konzumenta, se počítá s nejvyššími naměřenými hodnotami reziduí. Na druhou stranu, odhady rizik nezohledňují v této analýze již tolikrát vzpomínané kombinace efektů mnoha zbytkových pesticidů. Hodnocení akutního rizika ve zprávě EFSA totiž používá vyjádření ohrožení konzumenta v procentech „Acute reference dose“ (ArfD), nebo „Acceptable daily intake“ (ADI).

ArfD = Akutní referenční dávka je odhad množství látky v jídle či pitné vodě, vyjádřené na bázi tělesné hmotnosti, které může být přijato během krátké periody, například snědení jednoho jídla, či během jednoho dne bez citelného zdravotního rizika pro spotřebitele na základě všech skutečností známých v době hodnocení. Obvykle se vyjadřuje v miligramech na kilogram tělesné hmotnosti.

ADI = Přijatelný denní příjem je míra množství konkrétní látky v potravinách nebo pitné vodě, která může být přijímána denně po celý život bez znatelného zdravotního rizika. ADI jsou obvykle vyjádřeny v miligramech na kilogram tělesné hmotnosti denně.

Přičemž v těchto hodnoceních je ArfD preferována, jelikož více odpovídá akutnímu riziku, na druhé straně z podstaty definice obou dávek je zřejmé, že ADI bude většinou nižší, maximálně shodná jako ArfD.

V rámci těchto odhadů vyšly pro spotřebitele v rámci EU jako nejrizikovější následující skupiny látek:

Dithiokarbamáty – mankozeb v jablkách, ziram v jablkách, salátu, broskvích, špenátu a rajčatech, maneb v jablkách, salátu, broskvích a rajčatech, propineb v jablkách, salátu, broskvích a rajčatech, thiram v jablkách, salátu, broskvích, špenátu a rajčatech. Nutno říci, že v čase odebrání vzorků v roce 2019 byly v rámci EU ze zmíněných látek povoleny už jen mankozeb, metiram a ziram. V době tvorby této metaanalýzy v roce 2022 už byl povolen jen metiram a ziram, přičemž konkrétně u ziramu je v ČR na základě dat ÚKZÚZ nulová oficiální spotřeba (bráno jakožto součást POR).

Další problematickou látkou byl již od doby vzorkování pro zprávu EFSA zakázaný chlorpyrifos. Bezpečná dávka by byla překročena po konzumaci konkrétně 29 vzorků (v jablkách, broskvích, salátu, špenátu). Další problematickou látkou byl lambda-cyhalothrin, který je stále povolen. Riziková by byla konzumace 21 vzorků (jablka, hlávkové zelí, špenát, broskve), v jednom případě by byla bezpečná dávka konzumací příslušných jablek překročena více než dvakrát. Další problematickou látkou byl stále používaný (i v ČR) pyraklostrobin. Bezpečné dávky při konzumaci by byly překročeny ve 20 vzorcích, především salátu a jablek, méně pak špenátu. U této látky je zvláště výrazné jedno zjištění, pozorované u některých jiných látek rozebíraných v této části: konzumací plodin může docházet k překračování ArfD či ADI, přes-



tože příslušné plodiny obsahovaly množství reziduí pod limity reziduí, ke kterým se zpráva odvolávala v předchozích částech (The 'maximum residue level – MRL). Další problematické a stále povolené látky byly například deltametrin (v 16 vzorcích – broskvích, salátu, jablkách a špenátu) a tebuconazol – výhradně v broskvích, přičemž konzumací nejvíce kontaminovaných vzorků dle příslušného scénáře by došlo k téměř dvojnásobnému překročení ArfD. Zpráva zmiňuje i další problematické látky, například captan a acetamiprid, u kterých docházelo k překračování ArfD i bez překročení povoleného limitu pro rezidua.

Na závěr zprávy EFSA ještě zdůrazňuje například následující body: některé v rámci EU zakázané pesticidy jsou opakovaně nalezeny na plodinách z EU, a proto EFSA doporučuje členským státům věnovat se objasnění této skutečnosti (logicky zde vyvstává i podezření z nelegálního užívání):

- acefát a chlorprofam na jablkách
- chlorothalonil na salátu
- dieldrin a iprodion na broskvích
- chlorothalonil, clothianidin, cyfluthrin, methomyl na špenátu
- karbofuran na jahodách
- chlorfenapyr a triadimefon na rajčatech
- iprodion a oxadixyl na vinných hroznech

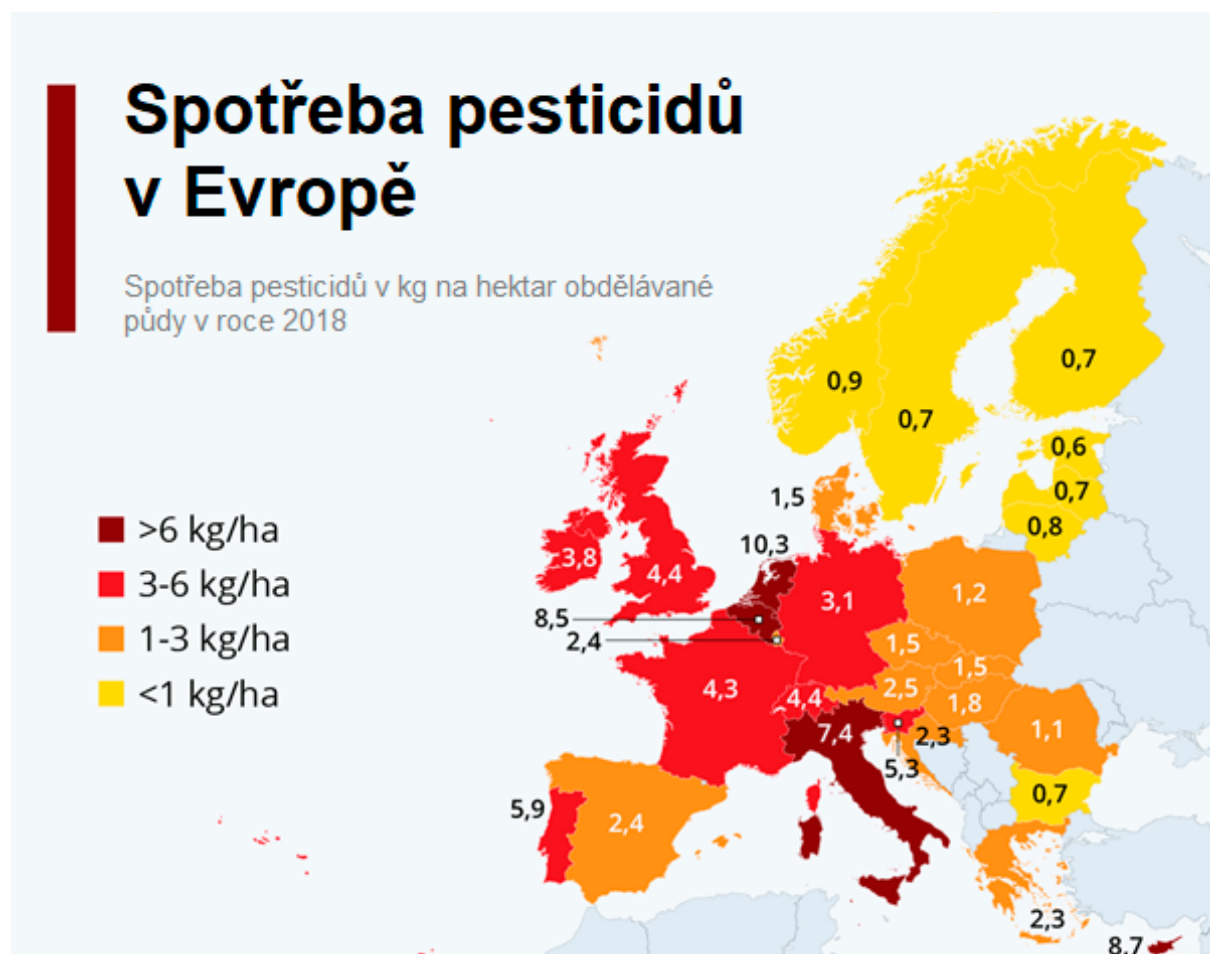
Podobný seznam uvádí EFSA i pro potraviny ze třetích zemí, kde jsou rovněž občas zjišťovány již zakázané látky.

Dále například doporučuje pokračovat v monitoringu reziduí POPs v živočišných produktech.

Česká republika patří dle zprávy EFSA za rok 2019 v míře překračování limitů pro rezidua pesticidů v potravinách pro vzorky potravin **pocházejících z ČR (tuzemská produkce)** mezi horší evropský průměr. V průběhu roku 2019 bylo na trhu s potravinami v ČR navzorkováno přes 1 300 vzorků (vzorkování provádí SZPI) v rámci programu, kde jsou vzorkována i krmiva (provádí ÚKZÚZ). Z ČR (tzn. z tuzemské produkce) však pocházela jen menšina (zhruba třetina). Zpráva EFSA pak hovoří o téměř 400 vzorcích z potravinářské produkce ČR – právě o těchto vzorcích hovoříme, když v rámci této zprávy srovnáváme jednotlivé evropské země (např. Obrázek 33). Proto argument, že za vyšší rezidua pesticidů v potravinách v ČR ve srovnání jinými zeměmi EU může především import potravin z jiných zemí, neobstojí, naše vlastní produkty (alespoň ty analyzované v rámci programů) tvořily v roce 2019 horší průměr EU (ČR překročeno 3,3; nevyhovující 2,0, EU průměr překročeno 2,7; nevyhovující 1,3). Pravdou je, že země mimo EU vyšly v průměru hůře než průměr ČR (Obrázek 35–36), platí to hlavně pro některé země jihovýchodní Asie. Rovněž některé Evropské země mají vyšší četnost překračování limitů, než je v ČR. Ze zemí, z nichž se do ČR potraviny často dovážejí, jmenujme například Polsko, což představuje už poměrně známou skutečnost. Naopak mnohem lépe na tom v roce 2019 byly například slovenské potraviny. Je zajímavé, že toto průměrně vyšší zatížení potravin vyprodukovaných v rámci ČR nekoresponduje s průměrnou spotřebou pesticidů na hektar v rámci EU (mapa za rok 2018 na Obrázku 25).

Obrázek 24:

Odhad spotřeby pesticidů v EU v roce 2018



Převzato z <https://fr.statista.com/infographie/15061/consommation-pesticides-en-europe-par-pays/>

Proč tomu tak je, můžeme pouze spekulovat – nejpravděpodobnějším viníkem této skutečnosti je nesrovnatelnost odhadů spotřeby pesticidů v jednotlivých zemích EU, a tedy malá relevantnost výše uvedené mapy.

Povaha a množství použitých pesticidů se velmi liší v závislosti na druhu plodiny, a proto můžeme pozorovat velké rozdíly mezi zeměmi (Obrázek 24). Malé státy, které mají rozvinuté velmi specializované zemědělství s intenzivními plodinami (jako jsou brambory, řepa nebo dokonce vinařství), mají sklon dosahovat nejvyšších hodnot.

Na závěr této sekce uvedme ještě několik postřehů autorů ze Státního zdravotního ústavu k reziduíům pesticidů v potravinách (Ruprich et al., 2019) z prezentace, která zazněla v polovině roku 2019: Menší dávka pesticidu může mít někdy překvapivě větší negativní účinek na zdraví než dávka vyšší (vysvětleno na videu z EFSA <https://www.youtube.com/watch?v=TqhSq7Fy5il>)

Prodejci zásadní měrou ovlivňují vystavení celé populace pesticidy z jídla: kde nakupují potraviny? V zemích, které leží pod průměrem ČR, či nad průměrem ČR? Ve světle výsledků se dá ukázat především na levnější produkci z Polska.

Téměř polovina vzorkovaných potravin z tuzemské produkce obsahovala rezidua pesticidů, i když nejčastěji v podlimitním množství (EFSA 2019), avšak zhruba 70 % vzorkovaných potravin na trhu v ČR (zpráva SZPI dostupná zde: <https://tinyurl.com/ycme8nff> odkazuje na <https://www.szpi.gov.cz/clanek/zprava-o-vysledcich-narodniho-a-koordinovaneho-monitringu-rezidui-pesticidu-v-potravinach-za-rok-2018.aspx>) obsahuje rezidua pesticidů. Pokud jde o tato podlimitní množství pesticidů, jeví se tedy bezpečnější preferovat potraviny z ČR.

Předchozí odstavec byl na toto místo vložen především kvůli připomenutí působení směsí (Ruprich et al., 2019):

- opakované užití různých pesticidů (často až 20) vede k mixturám reziduí v potravinách – žádný z nich nemusí být přes hodnotu MRL – ale dohromady mohou poškodit zdraví – toxikologická data jsou zatím omezená
- mixtury pesticidů jsou i v ovoci a zelenině pro děti v ČR
- 5 a více reziduí ve více než 1/3 vzorků – podle výše spotřeby: jablka, rajčata, okurky, hrozny, broskve, jahody, hrušky, meruňky
- toxikologické hodnocení je drahé a neúplné – je potřeba využít předběžnou opatrnost

### 3.3. Vliv na volně žijící organismy a biodiverzitu

#### Hmyz

Rozeberme nejdříve několik souvislostí na příkladu veledůležitěho organismu: včely medonosné. Řepka olejka je pro včely velmi lákavým zdrojem pylu a nektaru – pyl řepky patří mezi velmi výživné a cukernatost nektaru řepky dosahuje hodnot až 65 % (Kazda a kol., 2018). Vzhledem k rozsahu jejího pěstování náleží řepka k nejvýznamnějším a nejjistějším zdrojům včelí snůšky (Veselý a kol., 2009). Řepka však zároveň patří mezi plodiny, na něž je vázáno velmi silné používání přípravků na ochranu rostlin. Jen v roce 2020 jich dle metodiky ÚKZÚZ bylo aplikováno do řepky v rámci ČR přes 700 tun. V současnosti se oficiálně do porostů řepky aplikují 3–4 insekticidy, 1–2 fungicidy a vedle toho další aplikace stimulátorů, desikantů a dalších látek. Ochrana řepky je v současné době ze všech plodin nejvíce v rozporu se systémem integrované ochrany rostlin podle platné legislativy (Kazda a kol., 2018). Vidíme, že na jedné straně velká úživnost kvetoucí řepky pro včely tyto organismy do porostů řepky přitahuje, na druhé straně jsou porosty řepky vystaveny mixům přípravků na ochranu rostlin, tedy koktejlům pesticidů.

Zároveň je naprosto nezpochybnitelný význam včel pro samotné zemědělství. Vezmeme-li jen velmi úzký výsek, a to samotné olejninu, pak výzkumy ukazují, že opylení řepky hmyzem

zvyšuje hmotnost semen až o 18 % a blízkost několika včelstev u pole s řepkou zvýšilo výnos až o 35 % (Bommarco et al., 2012; Veselý a kol., 2009). U jiných olejnin, například u slunečnice, je přítomnost opylovačů ještě podstatnější a zvyšuje výnos až o 53 % oproti plochám, kde byl hmyz vyloučen (Nderitu et al., 2008).

Nutno říct, že přímé otravy včelstev pesticidy jsou v současné době již výjimečné, problémem zůstávají rezidua mixů pesticidů nalezených běžně v zásobách pylu i medu v úlech, což bývá příčinou oslabení včelstev (Titěra & Kamler, 2013; Pohorecka et al., 2013; Schmuck et al., 2001). Už na několika místech této metaanalýzy bylo uvedeno, že mixy pesticidů představují v současnosti stále ještě těžko definované riziko a příklad včel to jasně ukazuje.

Pokud jsou na pole řepky aplikovány zároveň či krátce po sobě insekticidy (zde konkrétně ze skupiny neonikotinoidů) a fungicidy (např. tebuconazol, alfa-cypermethrin) (ať už v tank – mixu nebo v po sobě jdoucích aplikacích), zvyšuje se toxické působení příslušného neonikotinoidu na včely (Kazda a kol., 2018). To znamená, že u látky, kde nebyla samostatně na základě testů zjištěna toxicita, se toxicita objevuje právě při kombinovaném působení s látkou jinou (fungicidem). Přitom zvýšené využívání insekticidů na bázi neonikotinoidů bylo reakcí na omezení u organofosfátových insekticidů, které se ukázaly pro hmyz včetně včel velmi problematické. Zde se tedy vracíme k nutnosti prověřovat účinky směsí látek. Zvýšení toxicity u neonikotinoidů při aplikaci s fungicidem může mít různé mechanismy, například snížení odpudivosti ošetřeného pole pro hmyz, jelikož dojde k ovlivnění příslušných receptorů fungicidem (Thompson & Wilkins, 2003).

V rámci ČR je při prověřování hlášených otrav včelstev negativní vliv kombinace insekticidů a fungicidů potvrzován (Kazda a kol., 2018). Byly zjištěny i případy, kdy otravu způsobila směs 12 pesticidů (Texl, 2015; Volková & Kazda, 2016). Problém představuje zanášení zbytků pesticidů do úlu – s pylem, nektarem. Problém je, že negativní účinky látek na bázi neonikotinoidů nejsou akutní, ale chronické, a o to hůře se dokazují (Titěra, 2011). Změny v chování včel, jako je ztráta orientace nebo paměti, jsou očividné, ale špatně se měří. Přípravky na bázi účinných látek (thiakloprid, acetamiprid), které se nejčastěji nacházejí v pylu ve formě reziduí, patří k nejčastěji používaným insekticidům do květu řepky (Pohorecka et al., 2013). Včela medonosná se řadí mezi kolektivně žijící hmyz, na druhou stranu jiní, samotářsky žijící opylovači z řádu blanokřídlých (čmeláci, samotářské včely), mohou být oslabeni i úhynem pouhých jedinců (Bláha & Smetanová, 2014).

Většina z neonikotinoidů a fipronil (2017) uváděných ve studiích v tomto odstavci byla díky znepokojivým informacím a aktivitě EU v rámci EU nedávno zakázána – thiakloprid (2020), imidacloprid (2020), clothianidin (2019), thiamethoxam (2019), naopak stále povolen je acetamiprid, a to až do roku 2033.

Problém negativního vlivu zemědělství na hmyz je však nutno zasadit do kontextu celého intenzivního zemědělství. Například Requier et al. (2015) upozorňuje, že pro přežití včel v zemědělské krajině je klíčová přítomnost polopřirozených habitatů (zeleně, mezí), v nichž rostoucí byliny a stromy představují asi 40% podíl potravy včel před zahájením kvetení zemědělských plodin.

Rovněž nedávno publikovaná metaanalýza (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019) uvádí na základě výsledků řady dlouhodobých studií extrémní výsledky ohledně poklesu diverzity hmyzu: více než 40 % druhů hmyzu je ohroženo vyhynutím, mezi nejohroženější patří řady motýlů, blanokřídlých a některé druhy brouků. Jsou rovněž ohroženy čtyři taxony vodního hmyzu, které již ztratily velkou část druhů. Navíc se neztrácí jen specifické druhy vázané na vzácná prostředí, ale řada běžných druhů, které normálně snášely velmi různorodé podmínky. Než rozebereme příčiny, na které studie poukazuje, je třeba zdůraznit, že studie se sice týká celého světa, ale drtivá část dlouhodobých či krátkodobějších, ale velmi intenzivních studií, ze kterých vychází, pochází z vyspělých zemí severní polokoule, a to především Evropy, ostatně cituje i několik českých studií. Nejedná se tedy o vzdálenou realitu, ale jev, který se týká velmi silně i naší krajiny.

Tento drastický úbytek byl ve studiích vysvětlován jako důsledek několika příčin. Jako hlavní příčina byly identifikovány změny habitatů (49,7 % studií), dále znečištění (25,8 %), zmiňována byla rovněž klimatická změna (6,9 %). Ve změnách habitatů však hrál stěžejní roli právě vliv intenzivního zemědělství a hnojení. Jednalo se především o změny spojené s tzv. zelenou revolucí v zemědělství, tj. nemuselo ani tak jít o přeměny stanovišť, jako je odlesňování, převody trvalých travních porostů či odvodňování mokřadů, jako spíše o zavedení geneticky jednotných monokultur, masivní využívání syntetických hnojiv a pesticidů, rozorání mezí, rušení větrolamů a likvidaci stromů, meliorace polí atd. U změn ve vodním režimu krajiny se ještě zastavme. Hovoří se zde rovněž o vlivu narovnávání toků, modifikace niv, odstraňování pobřežní vegetace – to vše narušuje důležité mikrohabitaty, vázané na různé úrovně proudění atd.

Pěstování monokultur vede k velkému úbytku biodiverzity mezi opylovači, predátory hmyzu a recyklátory živin a vytvořilo skvělé podmínky pro rozkvět zemědělských škůdců. 25 % studií (zahrnuto v oněch 49,7 %) z citované metaanalýzy pak uvádí, že tyto praktiky související se zemědělstvím jsou hlavní příčinou úbytku hmyzu v suchozemských i vodních ekosystémech.

U znečištění autoři metaanalýzy uvádějí, že používání pesticidů je uváděno jako příčina poklesu biodiverzity ve 13 % případů a používání hnojiv u 10 % případů. Sečteme-li tedy všechny tyto případy související s intenzivním zemědělstvím, dospějeme k tomu, že v téměř polovině případů je rapidní úbytek jedinců a mizení celých taxonů důležitých druhů hmyzu vysvětlováno vlivem intenzivního zemědělství. viz. *Obrázek 25*.

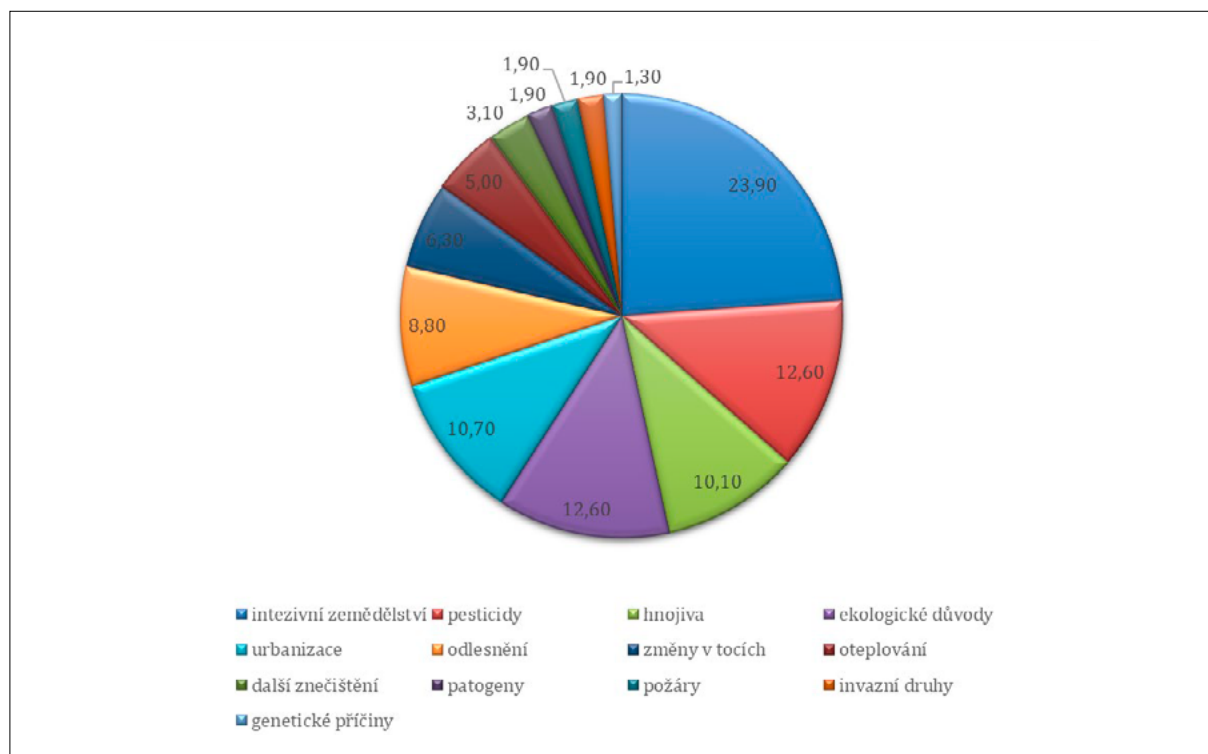
Review přináší ještě poměrně úderný souhrn informací o vlivu pesticidů a intenzivního hnojení na hmyz, ze kterého jsme vycházeli při formulování následujících odstavců:

Pokud se podíváme pouze na samotnou toxicitu v zemědělství používaných pesticidů, pak nejhorší účinky na hmyz a ostatní členovce vykazují insekticidy a následující fungicidy, ale ne herbicidy (Mulé et al., 2017; Sánchez-Bayo & Goka, 2014). Těžiště negativního dopadu herbicidů však spočívá v tom, že způsobují úbytek řady druhů divoce rostoucích rostlin, a to díky úletu (Egan et al., 2014) či splachu z ošetřovaných polí. Na tyto rostliny je vázána řada druhů hmyzu a ostatních členovců, které pak v zemědělské krajině vymírají (Goulet & Masner, 2017; Marshall et al., 2003). Aplikace herbicidů na zemědělskou půdu tak měla negativnější

dopady na suchozemské i vodní rostliny a biodiverzitu hmyzu než jakákoli jiná agronomická praxe (Hyvonen & Salonen, 2002; Lundgren et al., 2013).

Obrázek 25:

*Příčiny úbytku a vymírání hmyzu dle procenta z celkového počtu přezkoumaných studií (n=73) uvádějících příslušnou příčinu*



*Upraveno dle Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019).*

Z dnešních výzkumů už je možno jmenovat celou řadu příkladů, jak aplikace pesticidů v Evropě vedou k vymírání hmyzu: opylovačů v Itálii (Brittain et al., 2010), mūr ve velké Británii (Hahn et al., 2015; Wickramasinghe et al., 2004), různých jiných druhů užitečného hmyzu (Lundgren et al., 2013) včetně již zmíněných včel a jiných členovců. I metaanalýza (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019) zdůrazňuje synergické působení mezi fungicidy a insekticidy při kolapsech populací včel (Simon-Delso et al., 2014).

Běžně se v ekosystémech setkáváme s přenosem efektů přes trofické úrovně, tedy například jednoduchým mechanismem, že pokud aplikace pesticidů decimuje potravu nějakého druhu, je poškozen i tento druh (např. nedostatkem potravy), přestože sám může být vůči působení pesticidů poměrně odolný. Například perzistentní rezidua fipronilu ve vodních sedimentech zmenšují četnosti larev vodního hmyzu, což má negativní kaskádovitý efekt na přežití ryb (Weston et al., 2015). Neonikotinoidy jsou například pokládány za hlavní příčinu prudkého úbytku vážek v Japonsku (Nakanishi et al., 2018).

Pyrethroidy, neonicotinoidy a fipronil mají devastující účinek na vodní hmyz a vážky, o čemž existuje celá řada dokladů (Beketov & Liess, 2008; Kasai et al., 2016; Mian & Mulla, 1992; Roessink et al., 2013, van Dijk et al., 2013).



Další závažný účinek pesticidů na celý ekosystém spočívá v oslabování klíčových druhů, tzv. ekosystémových inženýrů. Můžeme si představit, co by se stalo s naší civilizací, kdyby najednou zemřela většina pracovníků v energetice, školství, zdravotnictví či zemědělství? Nastal by kolaps celého systému. Podobné dopady může mít vymírání a oslabování opylovačů nebo třeba i jiných skupin ekosystémových inženýrů, například hmyzu, který se podílí na rozkladu odumřelých zbytků v ekosystému, což bylo pozorováno jako důsledek přítomnosti systematických insekticidů (Kreutzweiser et al., 2008).

Někdy je těžké na pesticidy jednoznačně ukázat jako na viníka, vzpomeňme si na příklad s jejich toxickým působením na ledviny zemědělců. Přestože se jedná o problém, který vedl ke smrti pracovníků v zemědělství, trvalo několik let, než tým vědců vyloučil ostatní možné příčiny a přiklonil se k pesticidům jako hlavnímu viníkovi. Například rovněž Hallmann et al. (2017) ukázal, že děsivá 80% ztráta létajícího hmyzu v Německu nebyla způsobena samotným nárůstem zemědělských ploch, odlesňováním, urbanizací či klimatickou změnou, ale neznámým faktorem, přičemž autorský tým se přiklání k využívání pesticidů jako hlavnímu viníkovi.

Celkově však již máme dostatek důkazů o devastujícím vlivu pesticidů na populace hmyzu ve volné krajině. Korelativní a multivariantní statistické analýzy ukázaly, že negativní vliv pesticidů na biodiverzitu je vyšší než u dalších praktik intenzivního zemědělství (Fuentes-Montemayor et al., 2011; Gibbs et al., 2009; Mineau & Whiteside, 2013). Samozřejmě je nutné uvažovat opět o synergických efektech v rámci nastavení intenzivního zemědělství jako takového, například o vlivu v současnosti aplikovaných dávek minerálních hnojiv, které byly rovněž označeny za klíčový faktor způsobující úbytek opylovačů v Evropě (Ollerton et al., 2014). Splach hnojiv či jiné formy jejich emise z polí způsobují nadbytek reaktivních forem dusíku v prostředí, což přispívá k úbytku celé řady druhů. Pro vodní prostředí upozorníme například na vážky (Kalkman et al., 2010).

Při zohlednění všech uvedených studií krystalizuje jasná zpráva: pokud nezměníme nastavení zemědělství, hmyz jako celek se ocitne na prahu vyhynutí během několika málo dekád (Dudley et al., 2017; Fischer et al., 2008; Gomiero et al., 2011). Tím by došlo ke zhroucení celých ekosystémů, jejichž je hmyz neodmyslitelnou součástí, což jen urychlí přeměnu Země na neobyvatelné místo – stavu, do kterého postupně spějeme kvůli klimatické změně.

Důležitá zpráva na závěr tohoto oddílu: změny z intenzivního zemědělství k zemědělství ekologickému vedly k opětovnému zvýšení diverzity některých druhů hmyzu (Taylor & Monecroft, 2009). Nemusíme však ani počítat s konverzí zemědělství jako celku na metody ekologického zemědělství, kterou řada lidí považuje za nerealistické. Již takové změny jako například pásy květin a pastvin na okraji pole zvyšují početnost divokých opylovačů (Blaauw & Isaacs, 2014; Hopwood, 2008) a zařazení jetelů do rotace plodin zvyšuje početnost a rozmanitost čmeláků (Ekroos et al., 2014; Haaland & Bersier, 2011), což zase zvyšuje výnos plodin a ziskovost farmy.

Aby tyto postupy byly účinné, je nutné snížit aplikace především insekticidů a fungicidů na minimum, takový postup umožní opětovné fungování biologické regulace v ekosystémech, například díky vztahům predátor – kořist (Dover et al., 2011; Gurr et al., 2012; Lu et al., 2015;

Heong et al., 2015). Již několik studií ukázalo, že intenzivní používání insekticidů spíše škodí, jelikož vede ke vzniku rezistentních druhů, kontaminuje potraviny a někdy snižuje příjmy farem (Bredeson & Lundgren, 2018; Lechenet et al., 2017). Rozumné provádění integrované ochrany před škůdci (IPM) v Evropě i v rozvojových zemích Afriky a Asie v průběhu let dosáhlo podobných nebo dokonce vyšších výnosů plodin (Furlan et al., 2017; Pretty & Bharucha, 2015; Pretty et al., 2011; Thancharoen et al., 2018). Biologická kontrola pak představuje nedostatečně využívaný, ale nákladově efektivní prostředek k řešení problémů se zemědělskými škůdci při zachování biologické rozmanitosti jak na farmě, tak v okolní krajině (Wyckhuys et al., 2019).

## **Ptáci**

Citelné úbytky druhů se netýkají pouze hmyzu. O kolapsu populací v zemědělské krajině Evropy se hovoří rovněž u ptáků (Donald et al., 2001). Systematické používání neurotoxických insekticidů, jako například neonikotinoidů imidaklopridu, thiamethoxamu a fenolryazolů, jako například fipronilu, které se dostávají do země, vody i vzduchu, je považováno za hlavní příčinu vymírání pozorovaného entomology a ornitology od 90. let (van Lexmond et al., 2015). „Neopakujme znova mlčící jaro“ zněl apel entomologů a ornitologů, kteří se sešli v roce 2009 ve Francii, aby reagovali na rapidní úbytek hmyzu pozorovatelný všude v Evropě.

I nízké dávky výše uvedených insekticidů vedly u plátek ke vzniku letargie, oslabení imunitního systému a snížené porodnosti. Tyto chronické efekty se kombinují s nedostatkem hmyzí potravy, což vede k již zmíněným kolapsům ptačích populací.

Rovněž u ptáků se hovoří o podhodnocení rizik vyplývajících z expozice pesticidy. Mimo již zmíněné obecně platné argumenty jde o to, že u ptáků jsou odhady dopadů expozice založeny především na čtyřech větších druzích. Menší, například zpěvní ptáci, inklinují k větší citlivosti vůči pesticidům, a proto můžeme hovořit o podhodnocení rizika (Tassin de Montaignu & Goulson, 2020).

Vzhledem k tomu, že oblasti se zemědělstvím jsou vystaveny průměrně až 17 aplikacím pesticidů v průběhu roku (Goulson, Thompson & Croombs, 2018), je jasné, že ptáci budou s pesticidy přicházet do kontaktu velmi často. Ptáky ohrožují jak kontaminované vody, tak konzumace kontaminované potravy, ale i expozice přes pokožku při „úletu pesticidů“. V nedávné době byla identifikována celá řada negativních efektů pesticidů na ptáky: například snížená životaschopnost mláďat, snížení pohyblivosti, snížení velikosti snůšky (imidacloprid, Berny et al., 1999; různé pesticidy, Poppenga & Tawde, 2012; různé pesticidy, Mineau & Palmer, 2013). Dále byly pozorovány abnormality v rozmnožovacím systému, menší embryo (clothianidin, Tokumoto et al., 2013), zhoršení navigačních schopností u vrabců (imidacloprid a chlorpyrifos, Eng, Stutchbury & Morrissey, 2017, 2019); redukce velikosti mláďat u strnadů (různé pesticidy Boatman et al., 2004) a snížení hustoty spermií o 50 % u vrabce domácího (acetamiprid, Humann-Guillemot et al., 2019).



Tabulka 12:

Seznam pesticidů, které se jeví jako nejvíce rizikové pro ptáky na základě studie Tassin de Montaigu & Goulson (2020).

| Typ                    | Účinná látka   | Povolen v EU (2022) | Spotřeba v ČR (2020) (tuny) |
|------------------------|----------------|---------------------|-----------------------------|
| Insekticid             | Ethoprop       | NE                  | -                           |
| Růstový faktor rostlin | Chlormequat    | ANO                 | 315                         |
| Insekticid             | Fosthiazate    | ANO                 | -                           |
| Insekticid             | Chlorpyrifos   | NE                  | 74                          |
| Herbicid               | Pendimethalin  | ANO                 | 77                          |
| Insekticid             | Oxamyl         | ANO                 | 0,3                         |
| Herbicid               | Glyphosate     | ANO                 | 470                         |
| Fungicid               | Chlorothalonil | NE                  | 17                          |
| Herbicid               | MCPA           | ANO                 | 27                          |
| Moluscicid             | Metaldehyd     | ANO                 | 4,6                         |
| Fungicid               | Mancozeb       | NE                  | 90                          |
| Herbicid               | Mecoprop-P     | ANO                 | 0,5                         |
| Fungicid               | Cyproconazol   | NE                  | 3,9                         |
| Herbicid               | Prosulfocarb   | ANO                 | 36                          |
| Herbicid               | Diquat         | NE                  | 6,2                         |

## Vodní ekosystém

Novější studie zdůrazňují interakce mezi pesticidy a dalšími stresovými faktory na vodní bezobratlé (Bray et al., 2019). Koncentrace pesticidů korelují s regionálními poklesy vodních bezobratlých. Experimentální studie identifikovaly, že pesticidy mají silný a přetrvávající negativní efekt na akvatické ekosystémy. Tyto efekty se mohou vyskytnout při koncentracích řádově nižších, než predikují laboratorní testy toxicity (Bray et al., 2019). Jedním z vysvětlení je synergie mezi působícími stresory (tj. jejich vzájemné zesilování), ovšem citovaná studie ukázala, že pro případ malathionu může u některých typů vodních společenstev určitá míra eutrofizace negativní působení tohoto pesticidu snižovat. Jisté však zůstává to, že negativ-

ní účinek opakovaného působení malathionu se ukázal být velmi rychlý a tento negativní účinek byl silnější u druhého vystavení společenstva malathionu. Autoři konstatují, že velmi rychlé působení může ve spoustě studií znesnadnit nalezení příčinné souvislosti a vzhledem k předchozímu uvedenému dodáváme, že citovaná studie je příkladem nové generace studií, kde je společenstvo vystaveno dávce pesticidu opakovaně, což lépe odpovídá podmínkám v životním prostředí.

Řada realističtěji navržených studií z poslední doby potvrdila i zesílení efektů pesticidů na ryby, pokud současně působí více reziduí. Tyto zesílené efekty zahrnují změny v přepisu genů (Wang et al., 2018). Tato studie rovněž volá po nutnosti využít pro testy kvality vody přístupy kombinující vliv několika pesticidů. Kombinace atrazinu s dalšími pesticidy měly negativní vliv na blešivce a rovněž autoři této studie hovoří o nárůstu toxicity směsí pesticidů (Demirci et al., 2018).

Další studie odhalila akutní i chronické efekty směsí pesticidů na řasy a vodní rostliny, včetně již zmíněných nepřímých efektů (Sumon et al., 2018). Tato studie zdůrazňuje i další častý jev – vliv kontaminovaných sedimentů na organismy (Amoatey & Baawain, 2019).

## **Klíčové organismy v půdě – žížaly**

Jiné studie se zaměřily na dosud méně studovanou oblast – vliv směsí pesticidů na klíčové organismy v půdě – žížaly. Užití mořného osiva vedlo ke snížení povrchové aktivity žížal, bez rozdílu, zda osivo bylo ošetřeno fungicidem (např. difenoconazol + fludioxonil), či insekticidem (Imidacloprid – od roku 2020 v ČR již bez registrace). Negativní účinek moření osiva na aktivitu žížal byl následně zesílen herbicidem na bázi glyfosátu (Van Hoesel et al., 2017). Rovněž tato studie, jedna z prvních, která se věnovala smíšenému efektu působení několika látek při různých typech aplikace (moření osiva, aplikace na půdu), poukázala na podhodnocení rizika odhadnutých na základě výsledků z ekotoxikologických studií navržených pro jednu látku a jednorázovou aplikaci.

## 3.4. Co je potřeba změnit na systému hodnocení rizik pesticidů?

Neonikotinoidy, u nichž se na základě tehdejších znalostí věřilo, že přinesou úlevu zatíženým populacím hmyzu a ptáků od velmi problematických organofosfátů, se tak postupně staly dalším ze symbolů devastujícího dopadu používání pesticidů na necílové organismy. Systém v EU zareagoval a postupně byla celá řada neonikotinoidů zakázána, jak bylo uvedeno na jiných místech této studie. Některé z nich ale až po téměř deseti letech. Je tedy možné konstatovat, že systém hodnocení rizik pesticidů v rámci EU (ERA) je nastaven tak, že bere v potaz aktuální poznatky a na základě toho se odpovědná organizace – EFSA – rozhoduje, zda příslušné látky prodlouží autorizaci.

Problém je, že mnoho populací je již na hraně kolapsu nebo vymírá, a tudíž tento dlouhý proces, kdy je látka, která se nejprve jeví jako přijatelně riziková, po letech stažena, jelikož studie z terénu jasně ukáží mezery ve schvalovacích testech, není možné nadále aplikovat.

Jak je možné, že látky, které procházejí procesem hodnocení rizik pro pesticidy v rámci EU (ERA), dle mnohých jedním z nejpřísnějších a nejdokonalejších na světě, působí takto silné vedlejší efekty v rámci zemědělství? Je zřejmé, že schvalovací proces není schopen plně zohlednit rizika vyplývající z aplikací řady látek ve velkých prostorových a časových měřítcích (van Lexmond et al., 2015).

Problematickými aspekty procesu ERA se zabývala i nedávná studie (Brühl & Zaller, 2019).

Existuje několik vědeckých hodnocení procesu evropské ERA, které kritizují především tyto aspekty: nutnost doplnění testů o některé druhy, zahrnutí více realistických scénářů, platnost odhadované míry nejistoty, doplnění o další parametry testů (endpoints) a nutnost uvažovat o poškození přehlížených skupin organismů, jako například obojživelníků (Jänsch et al., 2006; Desneux et al., 2007; Stahlschmidt & Brühl, 2012; Brühl et al., 2013). Nezbytné bude rovněž zvážit synergické působení s dalšími stresovými faktory, například eutrofizací či postupující klimatickou změnou (Köhler & Triebskorn, 2013; Baier et al., 2016).

Další principiální nedostatky současné ERA spočívají mimo jiné například v tom, že:

- Existující ERA je navržena pro jednu aktivní látku, která je aplikována jednou za čas na specifickou plodinu. To však není případ současného systému. Už semena plodin bývají ošetřena mixem látek a další mix se přidává během sezóny. Například v Německu bylo v roce 2016 v průměru aplikováno 6 pesticidů na porosty pšenice, 7 pesticidů na řepku, 14 na brambory, 22 na vinice a 32 na intenzivní sady, přičemž v některých zemích je to ještě více (JKI, 2019). Pokud současný systém vyhodnocuje účinky aktivních látek jednotlivě, a navíc předpokládá dostatečný čas na zotavení příslušných zasažených populací, je to jednoznačné podhodnocení rizika, jak uvádí studie (Brühl & Zaller, 2019), ostatně to samé platí pro zdravotní rizika vůči lidem (Leu & Shiva, 2014), jak už jsme zmiňovali na jiném místě této studie

- Současné schéma ERA posuzuje vliv látky na každou skupinu organismů zvlášť, například u hmyzu je někdy posuzováno již zmíněné ovlivňování mezi predátorem a kořistí v rámci polních studií, nicméně ERA nezahrnuje tzv. nepřímé efekty interakcí mezi trofickými úrovněmi typu – aplikace herbicidu sníží populace volně rostoucích rostlin v okolí polí, proto dojde k úbytku na tyto druhy vázaného hmyzu, a tedy i k úbytku potravy pro některé ptáky. Toto oslabení populace se projeví její větší zranitelností. Herbicid, který je na základě testů toxicity pro hmyz a ptáky relativně neškodný, tak může zasáhnout tyto populace nepřímo (Hahn et al., 2014). Trofické interakce jsou kritické pro ekosystémy, a proto by měly být zvažovány v rámci ERA.

V citované studii (Brühl & Zaller, 2019) se doslova píše: „Jelikož současná ERA pro regulaci pesticidů neřeší situaci v reálném světě, měli bychom akceptovat fakt, že současné využívání pesticidů v evropském zemědělství není dostatečně protektivní, a proto není bezpečné pro terestrické prostředí.“

Je zřejmé, že přenastavení procesu ERA bude vyžadovat čas a bude nákladné. Co se týče úbytku biodiverzity, je otázkou, zda si ještě můžeme dovolit čekat. Můžeme proto přistupovat k minimalizaci použití pesticidů. Je zřejmé, že v současnosti jsou pesticidy nadužívány, například ve Francii bylo při analýzách hospodaření na téměř tisícovce farem zjištěno, že 60 % z těchto farem by mohlo bez jakékoliv ztráty na produktivitě a zisku snížit používání pesticidů o 40 % (Lechenet et al., 2017). Mimo integrované ochrany rostlin, metod precizního zemědělství a rozšiřování ekologického zemědělství, o čemž ještě bude řeč, by mělo docházet k navrácení polopřirozených biotopů do zemědělské krajiny, čím později k tomu dojde, tím bude následná náprava obtížnější a nákladnější (Brühl & Zaller, 2019).

# 4. Omezování spotřeby pesticidů

## 4.1. Úvod

Podívejme se podrobněji na studii (Lechenet et al., 2017) a jí zkoumaný prostor pro snižování spotřeby pesticidů u konvenčního zemědělství ve Francii. V rámci této studie byl vypočítán vztah mezi aplikací pesticidů (měřeno pomocí indexu TFI), produkcí a ziskovostí na 946 farmách. Do modelu nevstupovalo jen množství používaných pesticidů, ale i další parametry, například ve vazbě na kvalitu půdy, klima a převládající pěstované plodiny či chovaná zvířata. Data o aplikacích pesticidů byla na každé farmě sbírána v letech 2009–2011. U celkem 77 % studovaných farem by snížení pesticidů nevedlo k poklesu produkce či ziskovosti a je zde tedy potenciál tento krok udělat. Autoři se dále zabývali odhadem prostoru pro snížení užití pesticidů bez negativního dopadu na produktivitu a ziskovost u této skupiny farem. Pro 59 % z celkového počtu farem by mohlo dojít ke snížení průměrné spotřeby herbicidů o 37 %, fungicidů o 47 % a insekticidů o 60 %. Autoři shrnují, že snížení spotřeby pesticidů je pro farmáře dostupné ve většině situací (Lechenet et al., 2017).

Výsledky dlouhodobých pokusů z Německa (1997–2007) založené na 50% redukci použití pesticidů ukázaly, že ekonomické benefity s ohledem na aplikaci fungicidů byly dosaženy pouze v letech s velkou mírou zamoření patogeny. Velké zamoření bylo v 6 z 10 let pro případ ozimého ječmene a v 7 z 10 let pro případ ozimého žita (Jahn et al., 2010). V těchto případech byly ekonomické výnosy a produkce zhruba poloviční pro variantu s 50% dávkou pesticidů. Jinak tomu však bylo u ozimé pšenice ve stejném pokusu: signifikantní produkční a ekonomické benefity byly získány pouze ve třech letech z 10 a postup s 50% dávkou fungicidů fungoval lépe oproti konvenčnímu postupu. Autoři tento efekt přičítají volbě a využití rezistentních odrůd (Jahn et al., 2010). Tento příklad jasně demonstrovuje, jaký prostor se nám otevírá při výběru vhodných odrůd, ale i načasování aplikace pesticidů.

Zvláště kombinace vícero rostlinných druhů v rámci stejného produkčního systému může redukovat vliv škůdců a nemocí rozličnými mechanismy (Ratnadass et al., 2012). I zde je třeba překonat dosavadní přístupy založené na omezené komplexnosti (regulace jednoho škůdce na jedné plodině během jednoho roku) směrem ke komplexnějším systémům poskytujícím prevenci vůči přemnožení vícero škůdců na krajinné úrovni (Meynard et al., 2013). Takové postupy budou těžit například z pěstování tolerantních či rezistentních kultivarů, „dlouhé“ rotace plodin, dobrých metod včasného varování a precizní aplikaci pesticidů. Není možné spolehnout se pouze na jeden prvek IOR. Například rezistentních kultivarů je zpravidla omezený počet a často poskytují menší výnosy (Lamichhane et al., 2016).

Důležitou roli v redukci používání pesticidů zastává i informovanost. Bude třeba naučit se správně komunikovat se zemědělci, ideálně by to měl dělat stát s pomocí státem podporovaných organizací, alespoň v prvních fázích. Nedostatečné povědomí o rizicích je jedním z faktorů, které zvyšují expozici pesticidům (Calliera et al., 2013). Ze studie zaměřující se na zemědělce v Itálii vyplynulo, že 14 % respondentů neznalo nezbytná opatření, která je třeba přijmout k ochraně životního prostředí a 65 % aplikovalo pesticidy i do nárazníkových zón určených k ochraně vodních toků. To znamená, že existuje propast mezi výzkumem, politikou a praktickým používáním pesticidů na úrovni terénu.

Došlo již k formulování strategií pro přesvědčivou a efektivní komunikaci se zemědělci. Jedná se o přístup stojící na důvěře, respektu ke zkušenostem zemědělců a přizpůsobení zemědělců jedinečným potřebám a cílům (Sherman & Gent, 2014).

Existuje řada dokladů, že fungující poradenská činnost ohledně ochrany rostlin (poskytovaná akreditovanými odborníky nezávislémi na agrochemické lobby) vede k poklesu používání pesticidů. Příklady známe z Dánska (Kudsk & Jensen, 2014), Velké Británie (Bailey et al., 2009) a Německa (Marcel et al., 2015), kde díky dobře nastavenému poradenství v integrované ochraně rostlin klesla spotřeba pesticidů u ozimé pšenice, ozimého ječmene a řepky až o čtvrtinu oproti referenčním farmám ve stejném regionu.

## 4.2. Snižování spotřeby pesticidů – několik souvislostí

Pokud hovoříme o spotřebě pesticidů ve smyslu: *Česko je na tom lépe, či hůře než zbytek Evropy*, je třeba mít na paměti, že navzdory vší integraci v rámci EU jsou data ohledně spotřeby pesticidů z jednotlivých zemí prakticky nesrovnatelná (<https://tinyurl.com/nhhp76h9>). Ve zprávě z workshopu pod záštitou Evropské komise, který byl pořádán v roce 2020, se doslova píše „V současnosti jsou data o používání pesticidů sbíraná EUROSTATEM tak heterogenní, že nemohou být použita k učinění jakéhokoliv závěru o používání pesticidů v rámci EU. Data jsou tak hrubá a mnohdy s omezenou možností ověřitelnosti, že je není možno použít ani jako vstup pro modelování“. Proč už dávno nedošlo k nápravě této záležitosti je těžko říct, poukazuje to ale na mimořádnou důležitost monitoringu zbytků pesticidů v prostředí (voda, půda) a potravinách a monitoringu vývoje biodiverzity v rámci kvalitně prováděných, dlouhodobých, multifaktoriálních studií.

## Zákazy v posledních letech

Podíváme-li se na tabulky nejpoužívanějších pesticidů v ČR v letech 2019 a 2020 (látky s roční spotřebou nad 30 tun dle metodiky ÚKZÚZ), vidíme, že řada látek, ještě nedávno hojně používaných, je v současnosti bez platného schválení (jinými slovy jejich užití k ochraně rostlin není v současnosti v EU legální), nebo budou brzy v procesu obnovení schválení (což je proces, který by měl vzít v potaz nové údaje o rizikovitosti látky a například i to, jestli je v listu kandidátů na nahrazení).

Tabulka 13:

Seznamy nejpoužívanějších účinných látek v přípravcích na ochranu rostlin v letech 2020 (horní část tabulky) a 2019 (spodní část tabulky), spolu s příslušnou spotřebou (kg) a stav jejich povolení (autorizace) v roce 2022

| 2020                       | Povolen v roce 2022 | OBLAST POUŽITÍ  | SOUČET       |
|----------------------------|---------------------|-----------------|--------------|
| LÁTKA                      |                     | BIOL. FUNKCE    | CELKEM       |
| CELKEM                     |                     |                 | 3 754 614,58 |
| GLYFOSÁT                   | Ano (2022)          | herbicide       | 469 534,07   |
| CHLORMEKVÁT                | Ano (2022)          | regulátor růstu | 314 421,51   |
| TEBUCONAZOL                | Ano (2022)          | fungicide       | 159 782,16   |
| PETHOXAMID                 | Ano (2033)          | herbicide       | 157 176,57   |
| METAZACHLOR                | Ano (2022)          | herbicide       | 131 922,63   |
| SÍRA                       | Ano (2022)          | fungicide       | 127 294,64   |
| CHLORTOLURON               | Ano (2022)          | herbicide       | 112 684,16   |
| HYDROGENUHLIČITAN DRASELNÝ | Ano (2036)          | fungicide       | 105 958,71   |
| MANKOZEB                   | Ne (2021)           | fungicide       | 89 445,90    |
| THIOFANÁT-METHYL           | Ne (2020)           | fungicide       | 86 414,46    |
| PENDIMETHALIN              | Ano (2024)          | herbicide       | 77 302,62    |
| CHLORPYRIFOS               | Ne (2020)           | insekticide     | 73 435,29    |
| TERBUTHYLAZIN              | Ano (2024)          | herbicide       | 71 600,45    |



|                                    |            |                 |                  |
|------------------------------------|------------|-----------------|------------------|
| <b>SPIROXAMIN</b>                  | Ano (2023) | fungicid        | <b>64 853,97</b> |
| <b>PROCHLORAZ</b>                  | Ne (2021)  | fungicid        | <b>64 374,39</b> |
| <b>METAMITRON</b>                  | Ano (2022) | herbicid        | <b>61 141,20</b> |
| <b>PROTHIOKONAZOL</b>              | Ano (2022) | fungicid        | <b>60 188,83</b> |
| <b>AZOXYSTROBIN</b>                | Ano (2024) | fungicid        | <b>53 105,21</b> |
| <b>DIMETHENAMID-P</b>              | Ano (2034) | herbicid        | <b>50 398,59</b> |
| <b>S-METOLACHLOR</b>               | Ano (2022) | herbicid        | <b>50 194,89</b> |
| <b>OLEJ ŘEPKOVÝ – METHY-LESTER</b> |            | adjuvant        | <b>46 010,00</b> |
| <b>THIAKLOPRID</b>                 | Ne (2020)  | insekticid      | <b>41 439,87</b> |
| <b>OXICHLORID MĚDNATÝ</b>          | Ano (2025) | fungicid        | <b>40 954,39</b> |
| <b>DIFLUFENIKAN</b>                | Ano (2022) | herbicid        | <b>37 090,62</b> |
| <b>TRINEXAPAK-ETHYL</b>            | Ano (2023) | regulátor růstu | <b>36 249,76</b> |
| <b>PROSULFOKARB</b>                | Ano (2022) | herbicid        | <b>35 487,16</b> |
| <b>FOLPET</b>                      | Ano (2022) | fungicid        | <b>34 853,70</b> |
| <b>FLUFENACET</b>                  | Ano (2022) | herbicid        | <b>31 940,03</b> |
| <b>ETHEFON</b>                     | Ano (2022) | regulátor růstu | <b>31 402,41</b> |

| <b>2019</b>         | <b>Povolen v roce 2022</b> | <b>OBLAST POUŽITÍ</b> | <b>SOUČET</b>       |
|---------------------|----------------------------|-----------------------|---------------------|
| <b>LÁTKA</b>        |                            | <b>BIOL. FUNKCE</b>   | <b>CELKEM</b>       |
| <b>CELKEM</b>       |                            |                       | <b>4 135 287,85</b> |
| <b>GLYFOSÁT</b>     | Ano (2022)                 | herbicid              | <b>485 816,34</b>   |
| <b>CHLORMEKVÁT</b>  | Ano (2022)                 | regulátor růstu       | <b>369 530,30</b>   |
| <b>PETHOXAMID</b>   | Ano (2033)                 | herbicid              | <b>161 513,48</b>   |
| <b>TEBUconazol</b>  | Ano (2022)                 | fungicid              | <b>158 761,84</b>   |
| <b>CHLORTOLURON</b> | Ano (2022)                 | herbicid              | <b>158 709,75</b>   |
| <b>METAZACHLOR</b>  | Ano (2022)                 | herbicid              | <b>138 013,40</b>   |
| <b>CHLORPYRIFOS</b> | Ne (2020)                  | insekticid            | <b>125 953,17</b>   |

|                                         |            |                 |                   |
|-----------------------------------------|------------|-----------------|-------------------|
| <b>SÍRA</b>                             | Ano (2022) | fungicid        | <b>111 973,68</b> |
| <b>HYDROGENUHLIČITAN DRA-<br/>SELNÝ</b> | Ano (2036) | fungicid        | <b>111 622,71</b> |
| <b>PROCHLORAZ</b>                       | Ne (2021)  | fungicid        | <b>104 991,23</b> |
| <b>PENDIMETHALIN</b>                    | Ano (2024) | herbicid        | <b>85 918,04</b>  |
| <b>MANKOZEB</b>                         | Ne (2021)  | fungicid        | <b>84 732,35</b>  |
| <b>THIOFANÁT-METHYL</b>                 | Ne (2020)  | fungicid        | <b>82 803,78</b>  |
| <b>METAMITRON</b>                       | Ano (2022) | herbicid        | <b>76 459,29</b>  |
| <b>TERBUTHYLAZIN</b>                    | Ano (2024) | herbicid        | <b>71 721,67</b>  |
| <b>SPIROXAMIN</b>                       | Ano (2023) | fungicid        | <b>64 754,52</b>  |
| <b>DIFLUFENIKAN</b>                     | Ano (2022) | herbicid        | <b>51 058,34</b>  |
| <b>PROTHIOconazol</b>                   | Ano (2022) | fungicid        | <b>50 215,78</b>  |
| <b>DIMETHENAMID-P</b>                   | Ano (2034) | herbicid        | <b>49 601,71</b>  |
| <b>AZOXYSTROBIN</b>                     | Ano (2024) | fungicid        | <b>49 301,69</b>  |
| <b>S-METOLACHLOR</b>                    | Ano (2022) | herbicid        | <b>49 173,21</b>  |
| <b>CHLORTHALONIL</b>                    | Ne (2019)  | fungicid        | <b>46 558,04</b>  |
| <b>FENPROPIDIN</b>                      | Ano (2022) | fungicid        | <b>42 568,47</b>  |
| <b>OXICHLORID MĚDNATÝ</b>               | Ano (2025) | fungicid        | <b>40 595,78</b>  |
| <b>ETHEFON</b>                          | Ano (2022) | regulátor růstu | <b>39 090,85</b>  |
| <b>FENPROPIMORF</b>                     | Ne (2019)  | fungicid        | <b>36 646,99</b>  |
| <b>FLUFENACET</b>                       | Ano (2022) | herbicid        | <b>35 661,20</b>  |
| <b>THIAKLOPRID</b>                      | Ne (2020)  | insekticid      | <b>35 146,41</b>  |
| <b>EPOXYconazol</b>                     | Ne (2020)  | fungicid        | <b>33 959,19</b>  |
| <b>PROSULFOKARB</b>                     | Ano (2022) | herbicid        | <b>33 828,65</b>  |
| <b>2,4-D</b>                            | Ano (2030) | herbicid        | <b>33 489,15</b>  |
| <b>OLEJ ŘEPKOVÝ – METHY-<br/>LESTER</b> |            | adjuvant        | <b>31 593,10</b>  |
| <b>TRINEXAPAK-ETHYL</b>                 | Ano (2023) | regulátor růstu | <b>31 449,37</b>  |
| <b>CHLORIDAZON</b>                      | Ne (2018)  | herbicid        | <b>30 113,52</b>  |

## **Systém náhrady jedné látky za druhou nebude za současného směřování cílů v rámci EU pro ochranu plodin dostatečný**

Jako velmi přínosný se jeví z hlediska vývoje ochrany rostlin v nejbližší době článek publikovaný v roce 2021 na webu Agromanuál (Jursík a Soukup, 2021).

Vyplývají z něho mimo jiné následující skutečnosti: U řady prostředků dojde minimálně ke snížení povoleného dávkování (diflufenican – v současnosti nejrozšířenější herbicidní účinná látka v obilninách, pendimethalin, flufenacet atd.) – na tato omezení je možno reagovat užitím preciznějšího zemědělství, například přesnějším dodržováním aplikačních termínů a diferenciací aplikačních dávek dle aktuálních rizik. V konečném důsledku mohou nové restriktce způsobit odklon od pre-emergentního ošetření plodin, zejména v nižších (sušších) oblastech, což je z pohledu zátěže prostředí pozitivní (viz kapitola o kontaminaci vod). Vzhledem k tomu, že u dostupných herbicidů jsou k dispozici fakticky pouze tři mechanismy působení (inhibitory ALS, ACCasy a růstové herbicidy), povede spolehnutí se pouze na chemickou ochranu pravděpodobně k větším problémům s rezistentními populacemi plevelů. U některých plodin, např. u cukrové řepy, povedou předchozí zákazy (chloridazon, desmedipham) a pravděpodobné další zákazy k nutnosti téměř zcela přepracovat dosud zaběhlé modely regulace plevelů. Je tedy zřejmé, že stávající směr povede k situacím, kdy už se nebude možné zcela spolehnout na ochranu na polích pěstovaných kultur pomocí pesticidů. Řešení vidí autoři například v používání nových hybridů či odrůd plodin (plodiny rezistentní vůči specifickým typům herbicidů – např. ALS inhibitorům), ale i v návratu k mechanickým cestám odstraňování plevelů – například plečkování, tam, kde je to možné (šírokořádkové plodiny). V případě, že dojde k výraznému omezení herbicidů registrovaných do okopanin, lze očekávat zvýšený zájem pěstitelů o tento mechanický způsob regulace plevelů. Dřívější obavy z porušení dlouhodobějšího působení půdních herbicidů kvůli plečkování byly vyvráceny, naopak pokud je plečkování provedeno kvalitně, dojde k podpoře růstu plodiny, která dříve uzavře porost a svým konkurenčním působením zamezí uplatnění nově vzcházejícím plevelům (platí pro vyrovnané, nemezerovité porosty) (Jursík a Soukup, 2021).

## **Některé souvislosti českého (evropského) zemědělství zajímavé z hlediska diskuse o omezování pesticidů**

Současná struktura osevního postupu je v ČR dle údajů ČSÚ tvořena převážně třemi skupinami plodin – obilninami (především pšenice, ječmen, kukuřice), řepkou a kukuřicí (převážně na krmivo a do bioplynových stanic). Těmto plodinám dávají zemědělské subjekty

přednost s ohledem na stabilní a dlouhodobý odběr a rovněž dotační podporu (obilniny – sladovnictví, potravinářská výroba, krmivářství; kukuřice na zrno – živočišná výroba – 90 % u nás pěstované kukuřice se využívá na siláž (pícniny, [vfu.cz](http://vfu.cz)), řepka – zelená nafta, potravinářský a zpracovatelský průmysl, kukuřice na zeleno pro bioplynové stanice. Tak vznikají v krajině homogenní celky, což je navíc zesíleno i průměrnou rekordní velikostí farmy v ČR při srovnání s EU (ČR: 133 ha, EU průměr: 16,1 ha). Zvláště u kukuřice a řepky navíc dochází často k pěstování těchto plodin na stejné ploše více let po sobě. To vše zvyšuje jednak riziko exponenciálního šíření škůdců, jednak riziko vzniku rezistentních škůdců, což vede ke zvýšení závislosti systému na pesticidech (zvýšení dávek pesticidů).

Navíc technologie v současnosti používané při konvekčním pěstování obilovin a olejnin jsou téměř ze 100 % závislé na pesticidech. Konkrétně u těchto plodin nahrazují herbicidy přípravu před setím, včetně absence orby. Ochrana před škůdci v průběhu sezóny je pak realizována výlučně pesticidy. Navíc v posledních letech se přidává likvidace asimilačních orgánů plodin před sklizní rovněž pomocí pesticidů a stává se jejich dalším významným vstupem.

Tyto postupy vedou k vyššímu riziku kontaminace vod a expozice necílových organismů. Kontaminace vod je zesílena například špatným stavem zemědělských půd – s ohledem na snižující se schopnost zemědělských půd zadržovat látky i živiny (mimo jiné funkce obsahu kvalitní půdní organické hmoty, které v zemědělských půdách ubývá) jsou kratší dobu zadržovány v půdě i pesticidy a snáze se vyplavují do vod. Delší čas zadržení v půdě obecně znamená větší pravděpodobnost rozložení látky, například díky činnosti půdních mikroorganismů. Navíc s ohledem na snižující se mikrobiální aktivitu v zemědělských půdách lze očekávat, že se čas nutný k rozkladu pesticidů v půdě prodlužuje. Vznikají pak problémy jako již zmíněná pseudorezistence, a tím pádem se značná část pesticidů či jejich „raných“ metabolitů vymývá do vod. Kontaminace necílových organismů je zesílena mimo jiné nedostatkem pásů zeleně v krajině (expozice „úletem“ při ošetření), jevem typickým pro nečleněné zemědělské celky.

Trend ve šlechtění nových odrůd směřuje k odrůdám s větším výnosem, tyto odrůdy však mají často sníženou obranyschopnost vůči škodlivým organismům (Kocourek a Kodeš, 2020).

Převážně používané širokospektrální pesticidy hubí přirozené nepřátele škůdců, což zvyšuje závislost celého systému na ochraně pesticidy. Ke zvyšování dávek pesticidů tlačí zemědělce i relativně malá nabídka pesticidních látek v ČR a již několikrát zmíněné vyřazování účinných látek ze strany EU, to je ale nutné, jelikož bude zemědělce tlačit k odklonu od téměř plné závislosti na pesticidech v ošetření plodin směrem k integrovaným systémům ochrany plodin (Kocourek a Kodeš, 2020).

Závislost zemědělců na pesticidech zesilují rovněž například nevhodně nastavená greeningová opatření (nízký tlak na vyšší diverzifikaci plodin v osevních postupech – pouze tři plodiny) a chybějící specializované nezávislé faremní poradenství ohledně integrované ochrany rostlin v konkrétních případech. Toto poradenství provádějí výrobci pesticidů, což není vzhledem k důležitosti zemědělství a jeho produkčních i mimoprodukčních funkcí zemědělské krajiny ve veřejném zájmu.

Navzdory rizikům používají pěstitelé zejména polních plodin přípravky na ochranu rostlin v celé řadě případů preventivně (Kocourek a Kodeš, 2020), což dále zvyšuje jejich spotřebu.

## 4.3. Cesty ke snižování spotřeby pesticidů

Strategie Farm to Fork, součást evropského Green Dealu, má v oblasti pesticidů dva cíle:

- Redukce v používání chemických pesticidů o 50 % do roku 2030 vzhledem k průměru za roky 2015–2017.
- Redukce v používání více rizikových pesticidů („more hazardous pesticides“) o 50 % do roku 2030 vzhledem k průměru za roky 2015–2017 (více informací na webových stránkách Evropské komise).

V roce 2020 byla publikována zpráva expertů z Evropského účetního dvora, která upozorňuje na to, že pokrok při měření a snižování rizik s ohledem na používání pesticidů je v rámci EU omezený (<https://op.europa.eu/webpub/eca/special-reports/pesticides-5-2020/cs/>).

Audit upozorňuje například na tyto nedostatky:

- Evropská komise nedokáže přesně monitorovat vlivy nebo rizika vyplývající z používání pesticidů.
- Zemědělci mají málo stimulů, aby snížili svoji závislost na pesticidech, například uplatňování integrované ochrany rostlin proti škůdcům není zahrnuté jako podmínka pro přijímání plateb v rámci Společné zemědělské politiky.
- Auditoři rovněž konstatují, že po roce 2016 se snaha Komise o prosazování výkonu směrnice o pesticidech zvýšila (myšleno směrnice o Udržitelném využívání pesticidů z roku 2009, která předcházela Green Dealu a tedy i strategii Farm to Fork).
- Příležitost náležitě urychlit pokrok v této oblasti představovalo nastavování nové Společné zemědělské politiky, bohužel tato příležitost byla promarněna.
- Členské státy vypracovaly vnitrostátní ukazatele měření rizik a vlivu, které však nejsou dostatečně porovnatelné.

Auditoři doporučují Komisi urychleně řešit následující výzvy:

- Umožnit prosazování integrované ochrany rostlin.
- Zlepšit dostupnost statistik o přípravcích na ochranu rostlin.
- Vyvinout lepší ukazatele rizik.

Je pravděpodobné, že rychlému pokroku v otázce snižování aplikací pesticidů brání tlak zájmových skupin, které se staví proti tomuto snižování a které mohou působit na úrovni od jednotlivých členských států až po celoevropskou úroveň.

Příklady postupů snižování závislosti na pesticidech:

V ČR jsou v současné době etablovány tři systémy (oproti konvenčnímu zemědělství), zahrnující snižování spotřeby pesticidů při ochraně rostlin v zemědělství:

- integrovaná ochrana rostlin
- integrovaná produkce rostlin
- ekologické zemědělství

Všechny tři systémy lze od sebe jednoznačně rozeznat.

## **Integrovaná ochrana rostlin (IOR)** **a integrovaná produkce (IP)**

Systém integrované ochrany nezahrnuje pouze jediný postup, nutná je kombinace přístupů vycházejících z obecných zásad, které v rámci české legislativy upravuje vyhláška č. 205/2012 Sb. IOR „je provázaným komplexem zásad, které na sebe navazují a vytvářejí tak harmonický celek. V praxi to znamená kombinaci vhodných technologií zpracování půdy, hnojení, volby odrůd, střídání plodin, podpory užitečných organismů, využívání metod prognóz a monitoringu škodlivých organismů (ŠO), používání biologické ochrany rostlin a kvalifikovaného používání přípravků na ochranu rostlin (POR). V případě konvenčního systému hospodaření má zajistit soulad s principy trvalé udržitelnosti. Úzce souvisí také se systémem integrované produkce (IP) a ekologického zemědělství (EZ). Důležitým bodem IOR je řádné používání pesticidů v případě, kdy nelze regulovat populace ŠO na odpovídající úroveň jiným způsobem. Profesionální uživatelé by měli pro aplikaci zvolit takové POR, které vykazují vysokou specifitu k danému ŠO a mají co nejmenší vedlejší účinky na lidské zdraví, necílové organismy a životní prostředí“.

Pokud bychom měli postupy integrované ochrany plodin schematizovat, byly by zdůrazněny tyto metody <https://apsjournals.apsnet.org/doi/10.1094/PDIS-05-15-0574-FE>:

### **Biologické:**

- Podpora přirozených nepřátel (predátorů a parazitoidů), používání biopesticidů a biostimulantů.

### **Kulturní:**

- Střídání plodin, krycí plodiny, mulčování, meziplodiny, kultivarové směsi, falešné setové lůžko, výběr míst pro výsadbu, úprava načasování výsadby nebo sklizně.

### **Genetické:**

- Použití odrůd rostlin odolných vůči škůdcům vyšlechtěných konvenčními a/nebo geneticky modifikovanými metodami.

### **Mechanické:**

- Mechanické a robotické odstraňování plevelů.

### **Fyzické:**

- Používání zábran, krytů řádků nebo příkopů, pastí, lepicích desek nebo pásek, vysávání, sekání nebo zpracování půdy a ruční sběr škůdců.

**Chemické** (jako poslední alternativa):

- Používání konvenčních pesticidů pouze tehdy, je-li to nezbytné, aby se zabránilo vážným ztrátám na výnosech.

#### **Současný systém zemědělství podporuje škůdce**

Vlivem nastaveného způsobu zemědělského hospodaření význam škodlivých organismů neustále vzrůstá. Mimo již zmíněné mechanismy, mezi které patří střídání pouze malého množství plodin (zjednodušený osevní postup) či pěstování monokultur na velkých, nečleněných plochách, se zmiňují dva další efekty:

**Efekt resurgence:** převážně používané širokospektrální pesticidy hubí i přirozené nepřátele škůdců a následně dochází k opětovnému oživení populace škůdců.

**Efekt vertifolia:** nově zaváděné, vysoce výnosové odrůdy s vysokou kvalitou plodů poskytují zlepšené podmínky pro vývoj, rozmnožování a šíření škůdců, mají obvykle také nižší polní odolnost, jejich přirozená obranyschopnost v procesu šlechtění klesá.

V ČR je zavádění systému integrované ochrany rostlin do praxe nedostatečné, pravděpodobně proto, že k němu zemědělci nejsou dostatečně motivováni či není dostatečně vymáháno. EU sice vyvíjí tlak na členské státy ohledně využívání systémů integrované ochrany rostlin, ale pokrok v členských zemích je malý, jak vyplývá z již zmíněného auditu Evropského účetního dvora, zpráva se zvláště zmiňuje o nutnosti:

- a) zkontrolovat, že členské státy transformovaly obecné zásady IOR do podoby praktických a měřitelných kritérií, která lze kontrolovat na úrovni zemědělských podniků
- b) začlenit tato měřitelná kritéria IOR do „podmíněnosti“ v rámci SZP po roce 2020 a zajistit, aby se prosazovala.

V ČR vstoupila v roce 2017 v platnost novela zákona č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči (dále „rostlinolékařský zákon“). Novela řeší nově vztah uživatelů přípravků k metodám IOR. Místo plošné povinnosti používat všechny tyto metody zákon stanoví jen povinnost tyto metody **zvážit** a následně zavádět takové, které co nejméně narušují ekosystém, ale zároveň zajistí optimální růst zdravých rostlin. Je tedy možné, že dochází k postupnému „rozředování“ původního záměru.

V ČR se v polních podmínkách uplatňují pouze dílčí prvky IOR, více komplexní IOR se uplatňuje při pěstování ovoce, révy vinné a částečně u zeleniny (Kocourek, nedatováno).

Dodržování zásad integrované ochrany rostlin monitoruje ÚKZÚZ, který zároveň poskytuje podporu pro zavádění integrované ochrany rostlin.

Na integrovanou ochranu navazuje tzv. integrovaná produkce (Integrated Production = IP). V definici pro IP se obecněji odráží priority stanovené pro integrovanou ochranu: „ekonomicky funkční pěstitelský systém, jehož prioritou je ochrana životního prostředí a zdraví člověka“ (Falta, 2019).

Mezinárodní organizace pro biologický boj se škůdci (International Organisation for Biological Control = IOBC2) stanovila filozofii, obecné zásady i odborné pokyny pro IP jako hospodaření systému, který produkuje vysoce kvalitní potraviny a další výrobky z přírodních zdrojů při uplatnění regulačních mechanismů, které nahradí znečišťující vstupy a zajistí udržitelné zemědělství. Důraz je kladen na komplexní systémový přístup, na ústřední roli agro-ekosystémů a na vyvážený koloběh živin. Používané biologické, agrotechnické a chemické metody jsou vyvážené s ohledem na ochranu životního prostředí, dosažení zisku zemědělského podnikatele a sociální požadavky.

V rámci ČR se jedním z prvních subjektů využívajících zásad IP stal Svaz pro integrované systémy pěstování ovoce v České republice (SISPO), dle kterého je IP v případě ovocnářství „ekonomická produkce ovoce vysoké kvality, která dává přednost ekologicky přijatelným metodám a minimalizuje nežádoucí vedlejší účinky agrochemikálií při jejich používání. Kladde důraz na zvýšení ochrany životního prostředí a lidského zdraví“.

Prvky integrované ochrany by v IP měly být zahrnuty, ale existují rozdíly v definicích a značný rozptýl v tom, co kdo ještě pod IOR i IP chápe. Tyto rozdíly jsou navíc ještě větší mezi jednotlivými zeměmi. Integrovaná produkce by měla tvořit mezistupeň mezi standardní konvenční produkcí rostlin a ekologickým zemědělstvím, a tudíž by mohla být přijatelná pro větší skupinu hospodařících subjektů. Přestože právní předpisy EU přímo pro IP neexistují, je tento termín uveden v řadě právních dokumentů EU a ČR. Pokud nedojde k jednoznačnějšímu ukotvení principů IP v rámci souboru konkrétních opatření a jejich provázanosti, hrozí nadužívání či rozmělnění konceptu IP.

#### **Příklad – vývoj IP v ovocnářství**

Po řadě roků využívání principů integrované produkce nastala v ovocnářství v určité době eroze tohoto systému. To se projevilo řadou potíží, například používáním přemíry pesticidů a s tím souvisejícím poklesem biodiverzity necílových druhů, rozvojem rezistentních škůdců i patogenů a dalšími problémy. V posledních letech pěstitelé díky vstřícným krokům tento trend zvrátili a v ovocnářství tak lze dnes najít řadu příkladů úspěšné IP. Došlo k hmatatelnému zvýšení podílu nechemických metod ochrany a také k cílené podpoře přirozených nepřátel škůdců. Řada sadařů zná skupiny užitečné entomofauny včetně opylovačů a jejich citlivosti k používaným pesticidním látkám, což se projevuje uvažlivou



volbou přípravků (Falta, 2019). Například se využívá schopnosti slunéček regulovat výskyt mšic či mer. Výrazně tomu přispělo např. komerční využití entomopatogenních virů. Důležitý byl rovněž nárůst informovanosti například o využití přesnějších modelů předpovědi počasí. Výzvou pro IP v ovocnářství stále zůstává péče o půdu v meziřádcích. Na to se více dbá v ekologické produkci. Jedná se například o kombinaci zeleného hnojení (pěstování plodin jako ozimý hrášek v meziřadí) a kvetoucích pásů. Taková péče o půdu pomáhá podporovat půdní symbiotické houby a další organismy jako žížaly a chvostoskoky, což zlepšuje výživu ovocných dřevin a podporuje jejich schopnost získávat z půdy vodu. Ve kvetoucích pásích zase najdou útočiště přirození nepřátelé škůdců.

## **Precizní zemědělství**

Zakládá si na inovativních technologiích, které směřují k optimalizaci výnosů plodin a ke snížení nákladů a dopadů používání pesticidů na životní prostředí. Metodiky precizního zemědělství v ochraně plodin se týkají místně specifického dávkování pesticidů, automatického navádění zemědělských vozidel a včasné identifikace možných ohnisek nákazy (Mahlein et al., 2012). Ty mohou být prováděny pomocí zobrazovacích technik jako je termografie, měření odrazivosti a fluorescence (Chaerle & Van der Straeten, 2000). Místně specifická aplikace pesticidů může snížit používání pesticidů a snížit ekonomické náklady a ekologické dopady v zemědělství (Gebbers & Adamchuk, 2010).

## **Ekologické zemědělství**

Ekologické zemědělství (EZ) již z podstaty své definice a příslušných norem znamená snížení spotřeby problematických syntetických pesticidů pro ochranu rostlin. Ekologické zemědělství má typicky celkovou nižší spotřebu pesticidů (Schneider et al., 2014) a ze syntetických pesticidů používá ty s nižší toxicitou (Edwards-Jones, 2001).

Nedávná studie kombinující výsledky dvou metaanalýz (Muneret et al., 2018) dokázala, že EZ má obecně pozitivní vliv na biodiverzitu, i když tento efekt je často závislý na specifických podmínkách (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014; Lichtenberg et al., 2017; Garratt et al., 2011). Z toho důvodu ekologické zemědělství podporuje některé důležité ekosystémové služby jako například opylování či správný cyklus látek v půdě (Kennedy et al., 2013; Gabriel et al.,

2010). Studie prokázala, že EZ celkově a u kategorií plevelů a živočišní škůdci (ne u patogenů) posiluje přirozené regulační mechanismy omezující tyto škůdce. Byla však tato ochrana dostatečná ve srovnání s konvenčním zemědělstvím závislým převážně na syntetických pesticidech? Studie ukázala, že přirozené mechanismy regulace škůdců, které mohou fungovat v režimu EZ, se vyrovnají nebo předčí praktiky konvenčního zemědělství v případě regulace živočišných škůdců (hmyz, hlodavci atd.) a patogenů, ne však v případě plevelů. Větší výskyt plevelů v rámci ekologicky hospodařících farem však nebyl jasně provázán s nižší produkcí, což by mělo být předmětem dalšího výzkumu, podobně jako efekt tohoto vyššího zaplevelení na regulaci dalších skupin škůdců (hmyz) (Muneret et al., 2018).

Ke konci roku 2020 bylo v ČR registrováno 4 665 farem, které v režimu EZ spravovaly půdu o rozloze 543 252 ha, což představuje 15,3% podíl na celkovém zemědělském půdním fondu dle LPIS. Převážnou část ekologicky obhospodařované půdy však tvoří trvalé travní porosty (TTP) (přes 400 000 ha), jejichž pěstování obecně nevyžaduje vysoký podíl chemické ochrany rostlin (Národní akční plán k bezpečnému používání pesticidů v ČR 2018–2022). Orná půda v režimu EZ představovala v roce 2019 pouze něco přes 3 % celkové orné půdy. U trvalých travních ploch je podíl ploch obhospodařovaných v režimu EZ k roku 2019 přes 43 % z celkové plochy TTP. Právě převod orné půdy do režimu EZ představuje potenciál k velkým úsporám pesticidů.

## **Stěžejní nástroj pro snižování pesticidů – agrodotace**

Začněme citací z rozhovoru s úspěšným soukromým zemědělcem Erichem Vodňanským, hospodařícím na 500 ha půdy, který vyšel v časopise Respekt v roce 2022:

„Nezdá se mi nutné pokračovat v tom, abychom plošně dotovali produkci zdejších hlavních plodin. Od zemědělství přece společensky očekáváme víc úloh než to, aby nám vyprodukovalo tolik a tolik tun kukuřice, řepky a pšenice. Zemědělství zastává nějakou funkci v krajině a v přírodě. Mělo by brát ohled na biodiverzitu. Mělo by udržovat spojení s venkovem, aby nedocházelo k jeho vylidňování. Měli bychom pečovat o zdravou půdu a brát ohled na to, jak venkov vypadá, aby nebyl plný zchátralých stavení v dezolátním stavu. Je zkrátka potřeba lépe se zamyslet, čeho chceme těmi dotacemi vlastně dosáhnout. Plošného rozlévání peněz konvicí už, myslím, bylo dost.“

Zemědělci mají nárok na celou řadu dotací a jejich nastavení má potenciál zásadně ovlivňovat i přístup k používání pesticidů. Podívejme se na strukturu základních z nich (nejsou uvažovány další například kompenzace za omezení hospodaření v chráněných územích, pásmech hygienické ochrany vod, investice do hmotného majetku atd.) (Tabulka 14).

Tabulka 14:  
Struktura vybraných zemědělských dotací v roce 2019

| Rok 2019                                          | Milionů Kč | % z celkové částky |
|---------------------------------------------------|------------|--------------------|
| Přímé platby (platba na plochu)                   | 12 020,0   | 51,4               |
| Greening                                          | 6 673,0    | 28,5               |
| Podpora mladých zemědělců                         | 214,0      | 0,9                |
| Agroenvironmentálně-klimatické opatření           | 3 150,8    | 13,5               |
| Z toho integrovaná produkce révy, ovoce, zeleniny | 365,3      | 1,6                |
| Ekologické zemědělství                            | 1 352,3    | 5,8                |

Vidíme, že většina dotací jde na konvenční obhospodařování (přímé platby) bez dalších podmínek vzhledem k pesticidům i stavu krajiny. Často je však kritizováno především nastavení dotací na tzv. greening. Jedná se o platby, které by měly přispět k udržitelnějšímu hospodaření vzhledem ke stavu krajiny (stav půdy, množství prvků zelené infrastruktury v zemědělské krajině). Na několika místech této studie již bylo upozorněno na to, jak je zdravá zemědělská půda důležitá pro odbourávání zbytků pesticidů a prevenci kontaminace vod zbytky pesticidů. Zároveň udržení biodiverzity, vázané na prvky zelené infrastruktury i další funkce především stromové a keřové vegetace v zemědělské krajině, je důležitým předpokladem pro podporu integrované ochrany rostlin. Právě i tomu měly napomoci platby na greening, které však nakonec byly v rámci ČR nastaveny tak, že na tuto dotaci bylo možno dosáhnout pouze s minimálními změnami v hospodaření. Původně měl greening fungovat jako zelená nadstavbová platba. Když se ale dnes podíváme do krajiny, nelze vidět jeho efekt a sloužil pouze jako navýšení přímé platby.

Přímé platby, tzv. platby na plochu, měly sloužit ke stabilizaci příjmů zemědělce tak, aby kvůli meziročnímu výkyvu cen na trzích nebo klimatickým podmínkám nebyl existenčně ohrožen. To je jistě v pořádku, zároveň by však tyto dotace neměly sloužit ke generování velkých zisků. Podstatná část dotací by měla být zásluhových ve smyslu podpory veřejného zájmu za veřejné peníze. V tomto ohledu selhávající greening v rámci nové Společné zemědělské politiky (SZP) na roky 2023–2027 nahradí tzv. ekoschémat (dotace vyplácené tak, aby hospodaření podporovalo welfare zvířat, zdravé životní prostředí, biodiverzitu, retenci vody v krajině, čištění vzduchu, protierozní opatření). V případě ČR existují obavy, že i peníze za ekoschémat dostanou všichni zemědělci bez ohledu na to, jak hospodaří. Možná tedy promarníme další příležitost. Z pohledu podpory rozvoje integrované ochrany rostlin, snižování spotřeby pesticidů a omezení jejich dopadu na necílové organismy díky podpoře zdravé krajiny musí být ekoschémat nastavena motivačně.

Růst ploch ekologického zemědělství, zvláště v případě orné půdy, který by vedl k poklesu spotřeby pesticidů a rovněž omezil rizika s nimi spojená, je třeba podpořit i výzkumně. Ekologické zemědělství totiž kombinuje tradiční postupy s novými technologiemi, avšak výzkum v oblasti EZ je silně podfinancován ve srovnání s konvenčním zemědělstvím. To samé platí i pro poradenství.

Zcela na obecné úrovni je možno konstatovat, že dotace SZP pro období do roku 2027 představují možná poslední objem dotací ze strany EU v tomto rozsahu. Proto by tyto dotace neměly být v rámci přerozdělení ve správě státu využívány na udržování současného stavu českého zemědělství. To by představovalo závažnou chybu i z pohledu rychle se měnících trendů v zemědělství. Jedním z těchto trendů je i tlak na snižování pesticidů a jejich negativních vedlejších efektů. Zdravá zemědělská půda a krajina s vegetací vytvářejí pro pesticidy přirozené bariéry a pesticidy mohou být efektivně degradovány. Udržování biodiverzity v zemědělské krajině pak posiluje přirozené mechanismy regulace škůdců v zemědělských kulturách. Co největší objem dotací by proto měl být směřován selektivně do opatření podporujících využitelnost ekosystémových služeb při hospodaření.

## 5. Závěrečná doporučení

Na základě tvrzení uvedených v této metaanalýze je důležité se soustředit na následující problémy:

### Problémy vázané na pesticidy

Přestože současný systém hodnocení rizikovosti pesticidů na úrovni EU i ČR je jedním z nejdokonalejších systémů hodnocení na světě, kriticky podhodnocuje některá rizika s možným devastujícím efektem na prostředí.

Rizika vyplývající z dlouhodobého účinku směsí pesticidních látek: Bylo by potřeba testovat opakované vystavení necílových organismů téže látce i směsi látek a jejich metabolitů a zahrnout i nepřímé efekty změn chování, fitness a vliv na trofické interakce (např. vliv oslabení populací opylovačů, menší reprodukční schopnosti ptáků atd.). I tak nebude možné najít mezi některými efekty příčinnou souvislost, protože děje jsou někdy velmi rychlé. Příklad: Některé fungicidy a neonikotinoidy se zdály být bezpečné vůči hmyzu či ptákům, informace však vycházely z testů toxicity pro oddělené účinky těchto látek, jakmile došlo v prostředí k jejich společnému působení, projevil se významný toxický efekt.

Současný systém ERA se dokáže poučit z předešlých chyb: Příkladem mohou být neonikotiny, které měly představovat bezpečnou náhradu za organofosfátové insekticidy. Problém však je, že tato zpětná korekce spočívající v zákazu některých látek, které byly dříve považovány za bezpečné, trvá příliš dlouho. V situaci, kdy vědci upozorňují na vymírání celých skupin hmyzu a dalších organismů především vlivem pesticidů, je ale tento systém zpětné korekce zásadně nedostatečný.

U současných pesticidů se objevuje celá řada problémů, které známe i u předešlých skupin látek (DDT, dieldrin atd.): Zůstávají v prostředí příliš dlouho, i když příčiny mohou být odlišné (například místo rezistence, pseudorezistence, laboratorní testy odhadující rychlost rozkladu látek v prostředí občas reálnou situaci řádově podhodnotí), mají těžko předpověditelné dlouhodobé efekty na úrovni populací atd. Možná je do jisté míry naivní se domnívat, že máme-li insekticid vysoce účinný na škodlivý hmyz, bude neškodný ke všem dalším skupinám necílového hmyzu.

Z metaanalýzy jasně vyplývá, že povrchové, podzemní i pitné vody, zemědělská půda a potraviny jsou kontaminovány pesticidy. Nejčastěji se jedná o podlimitní koncentrace, ovšem bohatého mixu pesticidů. Jsou zatíženy i zdrojové oblasti pitných vod. Pásmo hygienické ochrany vod jsou buď stanovena nedostatečně, nebo dochází k systematickému porušování omezení pro aplikace pesticidů v těchto oblastech.

Výjimkou však nejsou ani nadlimitní koncentrace pesticidů i v pitné vodě. Ostatně pesticidy byly v minulých letech nejčastější příčinou výjimek z kvality vody: Aby voda mohla být používána jako pitná, musely být například v roce 2017 uděleny výjimky 64 vodovodům, zásobujícím více než 250 000 občanů ČR.

Zemědělci zřejmě často nejsou o rizicích vyplývajících z používání přípravků dostatečně informováni, nebo žijí v představě, že za ně neexistuje adekvátní náhrada.

Toxické působení biologicky vysoce účinných látek, jako jsou moderní pesticidy, je často proti tzv. zdravému rozumu: Například očekávali bychom efekt vyšší dávka = vyšší toxický účinek. Některé účinné látky jsou však účinnější při nižších koncentracích. Další příklad: Bezprahová toxicita – opět jde proti rozumně znějícímu tvrzení, že s rostoucí expozicí roste pravděpodobnost účinku, u některých biologicky účinných látek je však důležitější vývojová fáze, ve které organismus zasáhnou, než velikost dávky; k vyvolání účinku stačí velmi malá koncentrace, jíž je organismus vystaven v „pravý čas“.

Podobně jako jsou podceňována rizika pro ekosystémy, mohou být podceňována i rizika pro lidi. Dnes již máme dost studií, které mezi nejzranitelnější skupiny vzhledem k používání pesticidů zařadily zemědělce, jejich rodiny, zvláště těhotné ženy a malé děti, a lidi žijící v intenzivně zemědělsky využívaných oblastech. I místa, která navštěvuje nejzranitelnější část obyvatel, jsou často kontaminována, jak vyplývá ze studie kontaminace dětských hřišť a veřejných prostranství pesticidy ze severní Itálie.

Systém evidence spotřeb pesticidů v EU není jednotný a nelze tedy vyvozovat žádné závěry například typu: „ČR má jednu z nejnižších spotřeb pesticidů v Evropě“. Přesně lze vyvodit pouze závěry o vývoji spotřeby pesticidů v rámci ČR, které jsou vyhodnocovány dle dlouhodobě konzistentní metodiky ÚKZÚZ (i když se vůči ní občas objevuje kritika). Data EFSA ukazují, že co se týče množství reziduí pesticidů v potravinách dle země původu, je ČR ve srovnání EU (horším) průměrem. Hůře je na tom například Polsko, lépe Slovensko.

Co se týče spotřeby účinných látek, lze konstatovat, že v posledních letech v ČR opravdu klesá, za což může především klesající spotřeba některých herbicidů. Spotřeba řady problematických látek se však příliš nemění. U fungicidů dokonce pozorujeme spíše stagnaci či mírný nárůst než pokles spotřeby.

Zemědělci v konvenčním hospodaření se stávají na pesticidech stále více závislí (pesticidové nevolnictví) protože opakované pěstování stejných plodin (řepka, kukuřice) v rámci velkých půdních celků vytváří výhodné podmínky pro vznik kalamitních výskytů škůdců, což ještě zvýrazní klimatická změna. S úbytkem dalších druhů či jejich habitatů v zemědělské krajině dochází k dalšímu oslabování přirozených regulačních mechanismů. Další efekty zvýrazňující pesticidové nevolnictví jsou: Efekt resurgence – převážně používané širokospektrální pesticidy hubí i přirozené nepřátele škůdců a následně dochází k opětovnému oživení populace škůdců; efekt vertifolia – nové odrůdy, které poskytují kvalitnější plody, jsou zároveň méně rezistentní vůči škůdcům.

Koordinované snahy EU v rámci SZP, které mají urychlit transformaci zemědělství směrem k vyšší udržitelnosti včetně redukce výskytu a rizik používaných pesticidů, jsou často rozměňovány. Ovšem jeden aspekt je zvláště v ČR velmi zásadní: jedná se o dopady postupného zákazu řady účinných látek, mnohdy těch v posledních letech nejčastěji používaných. V ČR je omezený trh s pesticidy s ohledem na malý trh a náročnost registrace nových přípravků, proto tyto zákazy pravděpodobně povedou k problémům zemědělců udržet současný systém, který mnohdy téměř 100% spoléhá na chemickou ochranu. Proto se připravuje novela rostlinolékařského zákona, která umožní používat pesticidy, které jsou povoleny v jiných sousedních zemích (tzv. centrální zóny).

Existuje i reálné vyšší riziko vzniku rezistencí cílových organismů vůči omezenému spektru opakovaně aplikovaných pesticidů. Zemědělci se tak buď mohou snažit o snížení závislosti na syntetických pesticidech, například přijetím hospodaření dle zásad integrované ochrany rostlin, nebo může docházet k nárůstu některých problematických jevů, jako například nelegálním aplikacím, tlaku na opětovné povolení některých velmi problematických látek, další uniformizaci produkce atd.

# Protiargumentace a řešení

Ze strany skupin hlásících se k obhajobě zájmů zemědělců často zaznívají nesprávné argumenty, příkladem mohou být reakce na zákaz chlorpyrifosu či některých neonikotinoidů, které zlehčovaly rizika vyplývající z aplikací těchto látek, a to zcela v rozporu se závěry kvalitních vědeckých studií.

Dalším příkladem jsou reakce především velkých agropodniků na vyšší přímé platby za prvních 150 hektarů (návrh v nové SZP), které nahradily původní záměr zastropování přímých plateb za hektar.

V souvislosti s válkou na Ukrajině lze očekávat velmi silnou snahu o erodování současného trendu snižování spotřeby pesticidů a přechodu k udržitelnějším formám hospodaření. Bude se pravděpodobně argumentovat soběstačností, zvýšením cen potravin, „neekologičností“ ekologického zemědělství (je méně produktivní, proto „spotřebuje“ více půdy atd.). Faktem je, že v současné době na území ČR pěstujeme na třetině výměry zemědělské půdy energetické plodiny a že pokud někdo koncept soběstačnosti pojímá vážně, měl by se zaměřit především na dominanci pouze několika plodin v zemědělství ČR jako důsledek protěžování velkých subjektů, které se snaží hospodaření maximálně intenzifikovat a zjednodušit bez ohledu na důsledky.

V EU vyplýváme 20 % všech potravin, a tím i znehodnotíme obrovské množství zemědělské práce a zbytečně využitě půdy. Více než dvě třetiny půdy jsou využívány pro živočišnou výrobu a uspokojení naší nadměrné spotřeby masa a živočišných produktů. Přitom na potřebě snížit spotřebu těchto produktů panuje vědecká shoda – ušetřilo by to emise skleníkových plynů a půdu pro pěstování jídla přímo pro lidi, zastavilo odlesňování pralesů, zabránilo milionům zbytečných úmrtí kvůli zdravotním potížím spojeným s nadměrnou konzumací masa a aplikací pesticidů a ušetřilo by to miliardy korun ze zdravotnických rozpočtů. Jako problém omezení živočišné výroby mnozí zemědělci předkládají snížení dostupného množství statkových hnojiv. Statková hnojiva, zvláště kompostovaná, jsou výborným zdrojem kvalitní organické hmoty pro zemědělskou půdu. Na druhou stranu víme, že živočišná výroba je emisně i energeticky náročná. Na spotřebu pesticidů je náročná i velkoprodukce siláže pro hospodářská zvířata. Je třeba najít rovnováhu, a především se velmi zajímat o způsoby zlepšení obsahu půdní organické hmoty i bez statkových hnojiv. Podle některých výpočtů by stačilo desetinu obilnin, kterými krmíme evropský dobytek, poskytnout přímo lidem a výpadek z Ukrajiny bychom nahradili.

Zemědělci by měli mít možnost využívat nezávislého poradenství zaměřeného na alternativní způsoby ochrany rostlin tak, aby bylo mnohem masivnější, snáze dostupné a bezplatné. Je třeba vypracovat postupy ochrany rostlin, jež mohou převzít jednoduše zemědělci, kteří začnou mít problémy s nedostatečností chemické ochrany v souvislosti s aktuálními zákazy řady účinných látek. Na argumenty typu „současné zákazy dobře fungujících účinných látek povedou k vyššímu počtu aplikací méně účinných látek“ reagovat propagací systémů



ochrany rostlin méně závislých na pesticidech, například v rámci tzv. integrované ochrany a produkce rostlin či integrované produkce a ekologického zemědělství.

Kromě ekologického zemědělství je nutné více propagovat i systémy integrované ochrany rostlin a integrované produkce a najít příklady farem, kde plně využívají jejich potenciál (to zahrnuje i využití přirozených nepřátel škůdců a podporu jejich habitatů). Najít si v rámci státních výzkumných ústavů spojence, kteří pomohou tento směr propagovat. Účelné to může být proto, že se jedná o jakýsi střední směr, který může být přijatelný i pro zemědělce, kteří nejsou ochotni přejít na ekologické zemědělství.

Iniciovat osvětu samotných zemědělců s použitím moderních komunikačních prostředků, a to nejprve v oblasti rizik používání pesticidů pro samotné zemědělce a jejich rodiny. Ve spolupráci s odbornými kapacitami propagovat postupy, které povedou k redukci negativních dopadů používání pesticidů i v systémech konvenčního zemědělství.

Je důležité prosazovat takové nastavení dotačních titulů, které povede: a) ke zlepšování stavu zemědělské půdy jako kritické bariéry pro vstup pesticidů do vod, hlavně co se týče zvyšování obsahu kvalitní půdní organické hmoty; b) k pestřejšímu osevnímu postupu, především zabránění častému pěstování velkých ploch stejné plodiny v jedné oblasti (vede k nárůstu rizika přemnožení škůdců, ke vzniku rezistence vůči některým pesticidům a ke zvýšenému riziku kontaminace vod kvůli pseudorezistenci některých pesticidů v půdě) c) k posílení zakládání prvků neprodukční zeleně v zemědělské krajině (vhodně situované mohou mít i výraznou protierozní funkci), což je kritická podmínka pro zvýšení biodiverzity v krajině a s tím souvisejícího posílení využití autoregulačních mechanismů krajiny d) vytvořit takové podmínky, aby docházelo k výraznějšímu nárůstu ploch ekologického zemědělství i na orné půdě e) propagovat agrolesnictví.

Hrozí kolaps populací hmyzu a dalších druhů v zemědělské krajině Evropy. Existuje rozsáhlá kontaminace pesticidy, dopátrat se někdy jednoznačného příčinného vztahu pesticid-problém je velmi obtížné, připomíná to detektivku. To však neznamená, že dnes již nemáme dostatek vědeckých důkazů. Ovšem často se jedná o statistická šetření a výzkumy závislé na kontextu. Proto se najdou i studie, které negativní vlivy pesticidů nepotvrzují, ty mohou být zneužity, pokud se jejich výsledky zobecní a vytrhnou z kontextu nejnovějších znalostí (podobně jako např. u globální klimatické změny). Je důležité co nejobektivněji pojmenovat nejohroženější skupiny. Existuje spousta cest ke snižování spotřeby pesticidů, je potřeba vytvořit takové prostředí, aby se vytratila extrémní debata typu: s pesticidy či bez pesticidů; současné zemědělství, nebo drahé potraviny; ukázat, co všechno může přispět ke snížení spotřeby pesticidů, mimo ekologického zemědělství propagovat i IOR a IP. Vysvětlovat, že lepší stav zemědělské půdy a větší množství krajinné zeleně by vytvořilo prostředí, kde by docházelo k významnému tlumení negativních vedlejších účinků používaných pesticidů; nejde tedy o to syntetické pesticidy zcela zakázat, ale transformovat zemědělství do formy, kdy nebude tolik ničivé z hlediska volně žijících organismů a tak rizikové z pohledu obyvatel venkovských oblastí. Vyvráťme nesmyslná tvrzení typu „kvůli válce na Ukrajině si nemůžeme dovolit ztrácet ornou půdu na neprodukční opatření“ – třetina půd je využívána na pěstování energetických plodin, spoustu orné půdy ztrácíme neuváženou zástavbou apod. Zeleň



v krajině a opatření vedoucí k pestřejšímu osevnímu postupu a zmenšení půdních bloků jsou zcela nezbytné pro snížení závislosti na pesticidech a snížení negativního dopadu pesticidů na necílové organismy včetně člověka; jsou však také nezbytné pro udržení přirozené úrodnosti naší půdy.

# Zdroje:

- Alavanja, M.C.R., Ross, M.K., Bonner, M. R. (2013). Increased cancer burden among pesticide applicators and others due to pesticide exposure. *CA: A Cancer Journal for Clinicians* 63.2 (2013): 120–142.
- Amoatey, P., Baawain, M.S. (2019). Effects of pollution on freshwater aquatic organisms. *Water Environment Research*, 91: 1272–1287, 2019. DOI: 10.1002/wer.1221. Dostupné z: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/wer.1221>
- Anand, S., Singh, S., Saikia, N.U., Bhalla, A., Paul Sharma Y., Singh, D. (2009). Cardiac abnormalities in acute organophosphate poisoning. *Clin Toxicol* (Phila). 2009;47(3):230–5.
- Arbuckle, T.E., Lin, Z. and Mery, L.S. (2001). An exploratory analysis of the effect of pesticide exposure on the risk of spontaneous abortion in an Ontario farm population. *Environ Health Perspect.* 109:851–857. 2001. View Article. Google Scholar: PubMed/NCBI).
- Baier, F., Gruber, E., Hein, T., Bondar-Kunze, E., Ivankovič, M., Mentler, A., et al. (2016). Non-target effects of a glyphosate-based herbicide on Common toad larvae (*Bufo bufo*, Amphibia) and associated algae are altered by temperature. *PeerJ* 4:e2641. doi: 10.7717/peerj.2641. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter#B2](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter#B2)
- Bailey, H.D., Fritschi, L., Infante-Rivard, C., Glass, D.C., Miligi, L., Dockerty, J.D., Lightfoot, T., Clavel, J., Roman, E., Spector, L.G., Kaatsch, P., Metayer, C., Magnani, C., Milne, E., Polychronopoulou, S., Simpson, J., Rudant, J., Sidi, V., Rondelli, R., Orsi, L., Kang, A.Y., Petridou, E., Schüz, J. (2014). Parental occupational pesticide exposure and the risk of childhood leukemia in the offspring: Findings from the childhood leukemia international consortium. *Int J Cancer* 135:2157–2172.
- Bailey, A. S., Bertaglia, M., Fraser, I. M., Sharma, A., and Douarin, E. (2009). Integrated pest management portfolios in UK arable farming: Results of a farmer survey. *Pest Manag. Sci.* 65:1030–1039. <https://doi.org/10.1002/ps.1790> Crossref, ISI, Google Scholar.
- Bassil KL, Vakil C, Sanborn M, Cole DC, Kaur JS, Kerr KJ (2007). Cancer health effects of pesticides. *Can Fam Physician* 53:1704–1711.
- Beketov, M.A., Liess, M. (2008). Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 461–470.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.-C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 42, 261–269 (2005).
- Berny, P.J., Buronfosse, F., Videmann, B., Buronfosse, T. (1999). Evaluation of the toxicity of imidacloprid in wild birds: a new high performance thin layer chromatography (HPTLC) method for the analysis of liver and crop samples in suspected poisoning cases. *Journal of Liquid Chromatography and Related Technologies* 22(10):1547–1559 DOI 10.1081/JLC-100101750. Dostupné z: <https://doi.org/10.1081%2FJLC-100101750>
- Biden, M. (2020). Pesticid: nepřítel vody. Čtyři Češi ze sta pijí vodu, která nesplňuje normy. *Hospodářské noviny*, 15. 6. 2020.
- Blaauw, B.R., Isaacs, R. (2014). Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. *J. Appl. Ecol.* 51, 890–898.
- Bláha, L., Smetanová, S. (2014). Směsi pesticidů v prostředí a hodnocení jejich účinku. *Rostlinolékař*, 25(6), 28–29.

- Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W.A., Murray, K.A., Robertson PA. (2004). Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *IBIS The International Journal of Avian Science* 146 (Suppl. 2):131–143 DOI 10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111%2Fj.1474-919X.2004.00347.x>
- Bommarco, R., Marini, L., & Vaissiere, B. E. (2012). Insect pollination enhances seed yield, quality, and market value in oilseed rape. *Oecologia*, 169(4), 1025–1032.
- Bray, J.P., Nichols, S.J., Keely-Smith, A., Thompson, R., Bhattacharyya, S., Gupta, S., Gupta, A., Gao, J., Wang, X., Kaserzon, S., Jochen, F.M., Chou, A., Kefford, B.J. (2019). Stressor dominance and sensitivity-dependent antagonism: Disentangling the freshwater effects of an insecticide among co-occurring agricultural stressors. *J Appl Ecol.* 2019;56:2020–2033. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13430> Dostupné z: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdfdirect/10.1111/1365-2664.13430>
- Bredeson, M.M., Lundgren, J.G. (2018). Thiamethoxam seed treatments have no impact on pest numbers or yield in cultivated sunflowers. *J. Econ. Entomol.* 108, 2665–2671.
- Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., Potts, S.G. (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic Appl. Ecol.* 11, 106–115.
- Brühl, C.A., Zaller, J.G. (2019). Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Front. Environ. Sci.* 7:177. doi: 10.3389/fenvs.2019.00177. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter)
- Brühl, C. A., Schmidt, T., Pieper, S., and Alscher, A. (2013). Terrestrial pesticide exposure of amphibians: an underestimated cause of global decline? *Sci. Rep.* 3:1135. doi: 10.1038/srep01135. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter#B4](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter#B4)
- Calliera, M., Berta, F., Galassi, T., Mazzini, F., Rossi, R., Bassi, R., Meriggi, P., Bernard, A., Marchis, A., Di Guardo, A., and Capri, E. (2013). Enhance knowledge on sustainable use of plant protection products within the framework of the Sustainable Use Directive. *Pest Manag. Sci.* 69:883–888. <https://doi.org/10.1002/ps.3579> Crossref, ISI
- ČHMÚ. (2022). *Hydrologická ročenka 2020*. Dostupné z: [https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke\\_rocenky/HR\\_2020.pdf](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke_rocenky/HR_2020.pdf).
- Dayton, S.B., Sandler, D.P., Blair, A., Alavanja, M., Freeman, B.L.E., Hoppin, J.A. (2010). Pesticide Use and Myocardial Infarction Incidence Among Farm Women in the Agricultural Health Study. *Journal of Occupational and Environmental Medicine / American College of Occupational and Environmental Medicine.* 2010;52(7):693–7.
- De Broe, M.E. (2020). Chronic interstitial nephritis in agricultural communities is a toxin-induced proximal tubular nephropathy. *Kidney Int.* 2020; 97: 350–369.
- Demirci, O., Guven, K., Asma, D., Ogut, S., & Ugurlu, P. (2018). Effects of endosulfan, thiamethoxam, and indoxacarb in combination with atrazine on multi-biomarkers in *Gammarus kischineffensis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 749–758. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.038>
- Desneux, N., Decourtye, A., and Delpuech, J. M. (2007). The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annu. Rev. Entomol.* 52, 81–106. doi:10.1146/annurev.ento.52.110405.091440. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter#B5](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter#B5)
- Donald, P. F., Green, R. E., and Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse

- of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. B: Biological Sciences*, Vol. 268, 25–29. doi: 10.1098/rspb.2000.1325.
- Dover, J.W., Spencer, S., Collins, S., Hadjigeorgiou, I., Rescia, A. (2011). Grassland butterflies and low intensity farming in Europe. *J. Insect Conserv.* 15, 129–137.
- Dudley, N., Attwood, S.J., Goulson, D., Jarvis, D., Bharucha, Z.P., Pretty, J. (2017). How should conservationists respond to pesticides as a driver of biodiversity loss in agroecosystems? *Biol. Conserv.* 209, 449–453. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb0340>
- EC. (2020). Communication From The Commission To The European Parliament. The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions. A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system. *European Commission. Food Safety*. [Webová stránka]. Brussels, 20. 5. 2020 – COM (2020) 381 final. Dostupné z: [https://ec.europa.eu/food/farm2fork\\_en](https://ec.europa.eu/food/farm2fork_en)
- Edwards-Jones, O. H. (2001). The origin and hazard of inputs to crop protection in organic farming systems: are they sustainable? *Agric. Syst.* 67, 31–47 (2001).
- Egan, J.F., Bohnenblust, E., Goslee, S., Mortensen, D., Tooker, J. (2014). Herbicide drift can affect plant and arthropod communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 77–87.
- Egendorf, S.P., Gailey, A.D., Schachter, A.E., Mielke, H.W. (2020). Soil toxicants that potentially affect children's health. *Curr Probl Pediatr Adolesc Health Care* 50:100741. <https://doi.org/10.1016/j.cppeds.2019.100741>
- Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F., Smith, H.G. (2014). Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biol. Conserv.* 172, 65–71.
- El-Zaemey, S., Heyworth, J., Fritschi, L. (2013). Noticing pesticide spray drift from agricultural pesticide application areas and breast cancer: a case-control study. *Australian and New Zealand journal of public health* 37.6 (2013): 547–555.
- Eng, M. L, Stutchbury, B.J.M., Morrissey, C.A. (2017). Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. *Scientific Reports* 7(1):1–9 DOI 10.1038/s41598-017-15446-x. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x>.
- Eng, M. L, Stutchbury, B.J.M., Morrissey, C.A. (2019). A neonicotinoid insecticide reduces fueling and delays migration in songbirds. *Science* 365(6458):1177–1180 DOI 10.1126/science.aaw9419. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.aaw9419>.
- EP (2009). Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1107/2009 ze dne 21. října 2009, o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh a o zrušení směrnic Rady 79/117/EHS a 91/414/EHS.
- European Food Safety Authority (EFSA), Carrasco Cabrera, L., & Medina Pastor, P. (2021). The 2019 European Union report on pesticide residues in food. *EFSA Journal*, 19(4), e06491.
- Falta, V. (2019). Integrovaná ochrana ovoce – historie, současnost i budoucnost. *Agromanuál*. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/sady-a-vinice/integrovana-ochrana-ovoce-historie-soucasnost-i-budoucnost>
- Fang, W., Peng, Y., Muir, D., Lin, J., Zhang, X. (2019). A critical review of synthetic chemicals in surface waters of the US, the EU and China. *Environment international*, 131, 104994.
- FAO (2019). Pesticides Use. *Faostat*. Dostupné z: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ranganathan, J., Tallis, H. (2008). Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6, 380–385.

Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb0390>

Fuentes-Montemayor, E., Goulson, D., Park, K.J. (2011). Pipistrelle bats and their prey do not benefit from four widely applied agri-environment management prescriptions. *Biol. Conserv.* 144, 2233–2246. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb0435>

Furlan, L., Vasileiadis, V. P., Chiarini, F., Huiting, H., Leskovšek, R., Razingar, J., Holb, I. J., Sartori, E., Urek, G., Verschwele, A., Benvegnù, I., Sattin, M. (2017). Risk assessment of soil-pest damage to grain maize in Europe within the framework of Integrated Pest Management. *Crop Prot.* 97, 52–59.

Gabriel, D. et al. (2010). Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecol. Lett.* 13, 858–869 (2010).

Gangemi, S., Miozzi, E., Teodoro, M., Briguglio, G., De Luca, A., Alibrando, C., Polito, I., Libra, M. (2016). Occupational exposure to pesticides as a possible risk factor for the development of chronic diseases in humans. *Mol Med Rep* 14:4475–4488.).

Garratt, M. P. D., Wright, D. J. & Leather, S. R. (2011). The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141(3), 261–270 (2011).

Gebbers, R., Adamchuk, V. I. (2010). Precision agriculture and food security. *Science* 327:828–831. <https://doi.org/10.1126/science.1183899> Crossref, ISI, Google Scholar.

Gibbs, K.E., Mackey, R.L., Currie, D.J. (2009). Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. *Divers. Distrib.* 15, 242–253. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb0490>

Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G. (2011). Is there a need for a more sustainable agriculture? *Crit. Rev. Plant Sci.* 30, 6–23. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb0510>

Goulet, H., Masner, L. (2017). Impact of herbicides on the insect and spider diversity in eastern Canada. *Biodiversity* 18, 50–57.

Goulson, D., Thompson, J., Croombs, A. (2018). Rapid rise in toxic load for bees revealed by analysis of pesticide use in Great Britain. *PeerJ* 2018(7):6–13 DOI 10.7717/peerj.5255. Dostupné z: <https://doi.org/10.7717/peerj.5255>

Gurr, G.M., Heong, K.L., Cheng, J.A., Catindig, J. (2012). Ecological engineering against insect pests in Asian irrigated rice. In: Gurr, G. M., Wratten, S. D., Snyder, W. E., Read, D. M. Y. (Eds.). *Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Management*. John Wiley & Sons, Ltd., U.K., pp. 214–229.

Haaland, C., Bersier, L.-F. (2011). What can sown wildflower strips contribute to butterfly conservation?: an example from a Swiss lowland agricultural landscape. *J. Insect Conserv.* 15, 301–309.

Hahn, M., Geisthardt, M., and Brühl, C. A. (2014). Effects of herbicide-treated host plants on the development of *Mamestra brassicae* L. caterpillars. *Environ. Toxicol. Chem.* 33, 2633–2638. doi: 10.1002/etc.2726. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter#B25](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter#B25)

Hahn, M., Schotthöfer, A., Schmitz, J., Franke, L.A., Brühl, C.A. (2015). The effects of agrochemicals on Lepidoptera, with a focus on moths, and their pollination service in field margin habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.* 207, 153–162.

Halešová, T., Václavíková, M., Tomešová, D., Erban, T. (2020): 1,2,4-triazol: (Ne)známý relevantní

metabolit ve vodách? *Vodní hospodářství*. Dostupné z <https://vodnihospodarstvi.cz/124-triazol-neznamy-relevantni-metabolit-ve-vodach/>

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D., de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12, e0185809.

Heong, K. L., Wong, L., Delos Reyes, J. H. (2015). Addressing planthopper threats to Asian rice farming and food security: fixing insecticide misuse. In: Heong, K.L., Cheng, J., Escalada, M.M. (Eds.) *Rice Planthoppers: Ecology, Management, Socio Economics and Policy*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 65–76.

Hofman, J., (2018): Rezidua pesticidů v orných půdách České republiky [online]. *Agromanuál*. [Články.] Dostupné z: <https://www.agromanual.cz>.

Hopwood, J.L., 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biol. Conserv.* 141, 2632–2640.

Humann-Guillemot, S., Tassin de Montaigu, C., Sire, J., Grünig, S., Gning, O., Glauser, G., Vallat, A., Helfenstein, F. (2019). A sublethal dose of the neonicotinoid insecticide acetamiprid reduces sperm density in a songbird. *Environmental Research* 177:108589 DOI 10.1016/j.envres.2019.108589. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016%2Fj.envres.2019.108589>

Hvězdová, M., Kosubová, P., Košíková, M., Scherr, K. E., Šimek, Z., Brodský, L., ... & Hofman, J. (2018). Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. *Science of the Total Environment*, 613, 361–370.

Hyvonen, T., Salonen, J. (2002). Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels: a six-year experiment. *Plant Ecol.* 159, 73–81.

Chaerle, L., Van der Straeten, D. (2000). Imaging techniques and the early detection of plant stress. *Trends Plant Sci.* 5:495–501. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(00\)01781-7](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(00)01781-7) Crossref, ISI, Google Scholar.

Jahn, M., Wagner, C., Moll, E., and Pallutt, B. (2010). Auftreten und Bekämpfung von Krankheiten in Wintergetreide in einem Dauerfeldversuch auf dem Versuchsfeld Dahnsdorf. *J. Kult.* 62:248–258. Google Scholar.

Jänsch, S., Frampton, G. K., Römbke, J., Van den Brink, P. J., and Scott-Fordsmand, J. J. (2006). Effects of pesticides on soil invertebrates in model ecosystem and field studies: a review and comparison with laboratory toxicity data. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 2490–2501. doi: 10.1897/05-439R.1. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter#B29](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter#B29)

JKI (2019). *Ergebnisse, Behandlungsindex*. Dostupné z: <https://papa.juliuskuehn.de> (accessed Mar 27, 2019).

Jursík, M., Soukup, J. (2021). *Očekávané restrikce a jejich dopad na regulaci plevelů*. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/ocekavane-restricke-a-jejich-dopad-na-regulaci-plevelu>

Kab, S., Moisan, F., Elbaz, A. (2017) .Farming and incidence of motor neuron disease: French nationwide study. *Eur J Neurol* 24:1191–1195. <https://doi.org/10.1111/ene.13353>

Kachuri, Linda, et al. (2017). Cancer risks in a population-based study of 70,570 agricultural workers: results from the Canadian census health and Environment cohort (CanCHEC). *BMC cancer* 17.1 (2017): 1–15.

Kalkman, V. J., Boudot, J.-P., Bernard, R., Conze, K.-J., De Knijf, G., Dyatlova, E., Ferreira, S., Jović, M., Ott, J., Riservato, E., Sahlén, G. (2010). *European Red List of Dragonflies*. Publications



Office of the European Union, Luxembourg. Dostupné z: [https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/downloads/European\\_dragonflies.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/downloads/European_dragonflies.pdf).

Kasai, A., Hayashi, T. I., Ohnishi, H., Suzuki, K., Hayasaka, D., Goka, K., (2016). Fipronil application on rice paddy fields reduces densities of common skimmer and scarlet skimmer. *Sci. Rep.* 6, 23055.

Kazda, J.; Stejskalová, M.; Titěra, D.; Bokšová, A. (2018). *Používání pesticidů v ochraně olejnin s ohledem na ochranu opylovačů a jejich produktů*. Certifikovaná metodika. Dostupné z: [https://metodiky.agrobiologie.cz/pouzivani-pesticidu-v-ochrane-olejnin-s-ohledem-na-ochranu-opylovacu-a-jejich-produktu/?fbclid=IwAR3IDDY7ZxfYsYfZHPu0AVby7lu8oPAY-2Gj22mFMNDXq7Z\\_xMWrCVjyKtDY](https://metodiky.agrobiologie.cz/pouzivani-pesticidu-v-ochrane-olejnin-s-ohledem-na-ochranu-opylovacu-a-jejich-produktu/?fbclid=IwAR3IDDY7ZxfYsYfZHPu0AVby7lu8oPAY-2Gj22mFMNDXq7Z_xMWrCVjyKtDY)

Kazda, J., Herda, G., Spitzer, T., Řičařová, V., Przybysz, A., Gawrońska, H. (2015). Effect of nitrophenolates on pod damage caused by the brassica pod midge on the photosynthetic apparatus and yield of winter oilseed rape. *J Pest Sci*, 88(2), 235–247. 34

Kennedy, M. C. et al. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agrosystems. *Ecol. Lett.* 16, 584–599 (2013)

Kocourek, F., Kodeš, V. (2020). Příloha A: Welfare a kontaminanty. *ÚZEI. Podkladové analýzy pro přípravu SZP v programovém období 2021+*. Dostupné z [https://eagri.cz/public/web/file/673310/L\\_Welfare\\_a\\_kontaminanty\\_na\\_web.pdf](https://eagri.cz/public/web/file/673310/L_Welfare_a_kontaminanty_na_web.pdf).

Kocourek, F. *Integrovaná ochrana rostlin, její pojetí, způsoby a přínos*. [Prezentace. Nedařováno.] Dostupné z: <https://docplayer.cz/5974780-Integrovana-ochrana-rostlin-jeji-pojeti-zpusoby-a-prinos-prof-rndr-ing-frantisek-kocourek-csc-vurv-v-v-i-praha.html>

Kodeš, V. (2017). Výskyt a chování pesticidů v podzemních vodách ČR. [Prezentace.] Dostupné z: [http://www.szu.cz/uploads/documents/szu/akce/materialy/10.10.2017/Kodes\\_chmu.pdf?highlightWords=pitn%C3%A1+voda](http://www.szu.cz/uploads/documents/szu/akce/materialy/10.10.2017/Kodes_chmu.pdf?highlightWords=pitn%C3%A1+voda)

Kodeš, V. (2020). Metazachlor a jeho vliv na kvalitu vod v ČR. *Agromanuál*. 15, 2020, 11/12, 57–61 ISSN: 1801–7673. Dostupné na <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/management-a-legislativa/management/metazachlor-a-jeho-vliv-na-kvalitu-vod-v-cr>

Köhler, H. R., Trieborsk, R. (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond? *Science* 341, 759–765. doi: 10.1126/science.1237591. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter#B31](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter#B31)

Koutros, S., Alavanja, M. C. R., Lubin, J. H. et al. (2010). An update of cancer incidence in the Agricultural Health Study. *J. Occup. Environ. Med.* 2010; 52: 1098–1105.

Kreutzweiser, D. P., Good, K. P., Chartrand, D.T., Scarr, T. A., Thompson, D. G., (2008). Are leaves that fall from imidacloprid-treated maple trees to control Asian longhorned beetles toxic to non-target decomposer organisms? *J. Environ. Qual.* 37, 639–646. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb0745>

Kudsk, P., Jensen, J. E. (2014). Experiences with implementation and adoption of integrated pest management in Denmark. Pages 467–485 in: *Integrated Pest Management, experiences with implementation, global overview*. R. Peshin and D. Pimentel, (Eds.) Springer, Amsterdam, The Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7802-3\\_19](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7802-3_19) Crossref, Google Scholar.

Lamichhane, Jay Ram, et al. (2016). Toward a reduced reliance on conventional pesticides in European agriculture. *Plant Disease* 100.1 (2016): 10–24.

Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-Jolain, N., (2017). Reducing pestici-

de use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nat. Plants* 3, 17008. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter#B32](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter#B32)

Leu, A., Shiva, V. (2014). *The Myths of Safe Pesticides*. Austin, TX: Acres. 142. ISBN 1601730845, 9781601730848.

Lichtenberg, E. M. et al. (2017). A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Glob. Change Biol.* 23, 4946–4957 (2017).

Linhart, C., Niedrist, G. H., Nagler, M. et al (2019). Pesticide contamination and associated risk factors at public playgrounds near intensively managed apple and wine orchards. *Environ Sci Eur* 31:28. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0206-0>

Linhart, C., et al. (2021). Year-round pesticide contamination of public sites near intensively managed agricultural areas in South Tyrol. *Environmental Sciences Europe* 33.1 (2021): 1–12.

Linhart, I. (2022). *Toxikologie*. VŠCHT, Praha 2022.

Lu, Z., Zhu, P., Gurr, G.M., Zheng, X., Chen, G., Heong, K.L. (2015). Rice pest management by ecological engineering: a pioneering attempt in China. In: Heong, K.L., Cheng, J., Escalada, M.M. (Eds.). *Rice Planthoppers: Ecology, Management, Socio Economics and Policy*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 161–178.

Lundgren, J. G., Hesler, L. S., Clay, S. A., Fausti, S. F. (2013). Insect communities in soybeans of eastern South Dakota: the effects of vegetation management and pesticides on soybean aphids, bean leaf beetles, and their natural enemies. *Crop Prot.* 43, 104–118.

Mahlein, A. K., Oerke, E. C., Steiner, U., and Dehne, H. W. (2012). Recent advances in sensing plant diseases for precision crop protection. *Eur. J. Plant Pathol.* 133:197–209. <https://doi.org/10.1007/s10658-011-9878-z> Crossref, ISI, Google Scholar.

Marcel, P., Holst, F., Goltermann, S., Freier, B., Strassemer, J. (2015). Multi-annual results of data of the demonstration farms for integrated pest management in arable crops in Mecklenburg – Western Pomerania in comparison with farms of reference farms network for plant protection. Poster presentation 39, *IPM Innovation in Europe, Poznan, Poland*. Google Scholar. Str. 117. Dostupné z: <https://www.ior.poznan.pl/plik,1892,book-of-abstracts-ipm-innovation-in-europe-pdf.pdf>.

Marshall, E., Brown, V., Boatman, N., Lutman, P., Squire, G., Ward, L., (2003). The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Res.* 43, 77–89.

Meynard, J. M., Messéan, A., Charlier, A., Charrier, F., Farès, M., Le Bail, M., Magrini, M. B., and Savini, I. (2013). *Crop diversification: obstacles and levers. Study of farms and supply chains*. Synopsis of the study report. INRA, Paris. Google Scholar.

Mian, L.S., Mulla, M.S. (1992). Effects of pyrethroid insecticides on nontarget invertebrates in aquatic ecosystems. *J. Agric. Entomol.* 9, 73–98.

Mills, K.T., Blair, A., Freeman, L.E.B., Sandler, D.P., Hoppin, J.A. (2009). Pesticides and Myocardial Infarction Incidence and Mortality Among Male Pesticide Applicators in the Agricultural Health Study. *American Journal of Epidemiology*. 2009;170(7):892–900.

Mineau, P.; Palmer C. (2013). The impact of the nation's most widely used insecticides on birds. *Journal of Chemical Information and Modeling* 53(9):1689–1699 DOI 10.1021/ci400128m. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/ci400128m>

Mineau, P.; Whiteside, M. (2013). Pesticide acute toxicity is a better correlate of U.S. grassland bird declines than agricultural intensification. *PLoS One* 8, e57457. Dostupné z: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0057457>.



- Moulisová, A., Bendakovská, L., Kožíšek, F., Vavrouš, A., Jelígová, H., Kotal, F. (2018). Pesticidy a jejich metabolity v pitné vodě: jaký je současný stav v České republice? *Vodní hospodářství*, 68(7), 4–10. ISSN 1211-0760. Dostupné z: <https://vodnihospodarstvi.cz/pesticidy-a-jejich-metabolity-pitne-vode/>
- Mulé, R., Sabella, G., Robba, L., Manachini, B. (2017). Systematic review of the effects of chemical insecticides on four common butterfly families. *Front. Environ. Sci.* 5, 32.
- Muneret, L., et al. (2018). Evidence that organic farming promotes pest control. *Nature sustainability* 1.7 (2018): 361–368.
- Muñoz-Quezada MT, Lucero BA, Barr DB et al. (2013). Neurodevelopmental effects in children associated with exposure to organophosphate pesticides: a systematic review. *Neuro-Toxicology* 39:158–168.
- Nakanishi, K., Yokomizo, H., Hayashi, T.I. (2018). Were the sharp declines of dragonfly populations in the 1990s in Japan caused by fipronil and imidacloprid? An analysis of Hill's causality for the case of *Sympetrum frequens*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 35352–35364. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb0965>
- Nderitu, J., Nyamasyo, G., Kasina, M., & Oronje, M. L. (2008). Diversity of sunflower pollinators and their effect on seed yield in Makueni District, Eastern Kenya. *Span J Agric Res.* 6(2), 271–278.
- Neghab M, Momenbella-Fard M, Naziaghdam R, Salahshour N, Kazemi M and Alipour H. (2014). The effects of exposure to pesticides on the fecundity status of farm workers resident in a rural region of Fars province, southern Iran. *Asian Pac J Trop Biomed.* 4:324–328. 2014.
- Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M., Crockett, R. (2014). Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346, 1360–1362. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb1010>
- Pascale, A., Laborde, A. (2020). Impact of pesticide exposure in childhood. *Reviews on environmental health* 35.3 (2020): 221–227.
- Pohorecka, K., Skubida, P., Miszczak, A., Semkiw, P., Sikorski, P., Zagibajło, K., Teper, D., Kołtowski, Z., Skubida, M., Zdańska, D., & Bober, A. (2013). Residues of Neonicotinoid Insecticides in Bee Collected Plant Materials from Oilseed Rape Crops and their Effect on Bee Colonies, *Journal of Apicultural Science.* 56(2), 115–134.
- Poláková, Š., Kosubová, P. (2021): Pesticidy a jejich nálezy v zemědělské půdě. *Agromanuál*. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/management-a-legislativa/management/pesticidy-a-jejich-nalezy-v-zemedelske-pude>
- Poppenga, R. H, Tawde, S. N. (2012). Avian toxicology. In: *Veterinary Toxicology*. Amsterdam: Elsevier Inc., 856–886. Dostupné z: [https://scholar.google.com/scholar\\_lookup?title=Avian%20toxicology&author=Poppenga&publication\\_year=2012](https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Avian%20toxicology&author=Poppenga&publication_year=2012)
- Pretty, J., Bharucha, Z.P. (2015). Integrated Pest Management for sustainable intensification of agriculture in Asia and Africa. *Insects* 6, 152–182.
- Pretty, J., Toulmin, C., Williams, S. (2011). Sustainable intensification in African agriculture. *Int. J. Agric. Sustain.* 9, 5–24.
- Prchalová, H. (2018). *Požadavky na snižování obsahu pesticidů a jejich reziduí ve vodách*. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/ochrana-obecne/pozadavky-na-snizovani-obsahu-pesticidu-a-jejich-rezidui-ve-vodach>
- Ratnadass, A., Fernandes, P., Avelino, J., and Habib, R. (2012). Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: A review. *Agron. Sustain. Dev.* 32:273–303. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0022-4> Crossref, ISI, Google Scholar.

- Requier, F., Odoux, J. – F., Tamic, T., Moreau, N., Henry, M., Decourtye, A., & Bretagnolle, V. (2015). Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. *Ecological Applications*. 25(4), 881–890.
- Roessink, I., Merga, L. B., Zweers, H. J., van den Brink, P. J. (2013). The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs. *Environ. Toxicol. Chem.* 32, 1096–1100.
- Ruprich, J., Řehůřková, I., Dofková, M., Blahová, J., Procházková, J., Surmanová, P. (2019). *Zdravotní rizika po konzumaci potravin obsahujících rezidua pesticidů*. SZÚ. Dostupné z: <http://www.szu.cz/uploads/CZVP/pesticidy.pdf>
- Sánchez-Bayo, F., Goka, K. (2014). Pesticide residues and bees – a risk assessment. *PLoS One* 9, e94482.
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation* 232 (2019): 8–27
- Sherman, J., and Gent, D. H. (2014). Concepts of sustainability, motivations for pest management approaches, and implication for communicating changes. *Plant Dis.* 98:1024–1035. <https://doi.org/10.1094/PDIS-03-14-0313-FE> Link, ISI, Google Scholar.
- Schmuck, R., Schoning, R., Stork, A., & Schramel, O. (2001). Risk posed to honeybees (*Apis mellifera* L. Hymenoptera) by an imidacloprid seed dressing of sunflowers. *Pest management science*, 57(3), 225–238.
- Schneider, M. K. et al. (2014). Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nat. Commun.* 5, 4151 (2014).
- Silva, V., Yang, X., Fleskens, L., Ritsema, C. J., Geissen, V. (2022) Environmental and human health at risk—Scenarios to achieve the Farm to Fork 50% pesticide reduction goals. *Environment International*, Vol. 165 (2022): 107296.
- Simon-Delso, N., Martin, G.S., Bruneau, E., Minsart, L.-A., Mouret, C., Hautier, L. (2014). Honey-bee Colony Disorder in crop areas: the role of pesticides and viruses. *PLoS One* 9, e103073.
- Stahlschmidt, P., Brühl, C. A. (2012). Bats at risk? Bat activity and insecticide residue analysis of food items in an apple orchard. *Environ. Toxicol. Chem.* 31. 1556–1563. doi: 10.1002/etc.1834. Dostupné z: [https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm\\_source=dlvr.it&utm\\_medium=twitter#B41](https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2019.00177/full?utm_source=dlvr.it&utm_medium=twitter#B41)
- Sumon, K. A., Rashid, H., Peeters, E., Bosma, R. H., Van den Brink, P. J. (2018a). Environmental monitoring and risk assessment of organophosphate pesticides in aquatic ecosystems of north-west Bangladesh. *Chemosphere*. 206, 92–100. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.167>
- Tassin de Montaigu, C., Goulson, D. (2020). Identifying agricultural pesticides that may pose a risk for birds. *PeerJ* 8:e9526 DOI 10.7717/peerj.9526. Dostupné z: <https://peerj.com/articles/9526/>
- Taylor, M. E., Morecroft, M. D. (2009). Effects of agri-environment schemes in a long-term ecological time series. *Agric. Ecosyst. Environ.* 130, 9–15. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320718313636#bb1265>
- Texl, P. (2015): Otravy včelstev v souvislosti s aplikací pesticidů v roce 2015. *Moderní včelařství* 6, 30.
- Thancharoen, A., Lankaew, S., Moonjuntha, P., Wongphanuwat, T., Sangtongpraow, B., Ngoenklan, R., Kittipadakul, P., Wyckhuys, K.A.G., (2018). Effective biological control of an invasive mealybug pest enhances root yield in cassava. *J. Pest. Sci.* 91, 1199–1211.
- Thompson, H., & Wilkins, S. (2003b). Assessment of the synergy and repellency of pyrethroid/fungicide mixtures. *Bull Insectology*. 56(1), 131–134.

- Tilley, S. K.; Reif, D. M.; Fry, R. C. (2017). Incorporating ToxCast and Tox21 datasets to rank biological activity of chemicals at Superfund sites in North Carolina. *Environment international* 101 (2017): 19–26.
- Titěra, D. (2011) Včelařství nebo včely v krizi. *Rostlinolékař*, 22(6), 34–35.
- Titěra, D., Kamler, F. (2013). Provedení analýzy rozsahu a vlivu používání vysoce rizikových insekticidů ze skupiny neonikotinoidů pro včely. Závěrečná zpráva o plnění úkolů.
- Tokumoto, J., Danjo, M., Kobayashi, Y., Kinoshita, K., Omotehara, T., Tatsumi, A., Hashiguchi, M., Sekijima, T., Kamisoyama, H., Yokoyama, T., Kitagawa, H., Hoshi, N. (2013). Effects of exposure to clothianidin on the reproductive system of male quails. *Journal of Veterinary Medical Science* 75(6):755–760 DOI 10.1292/jvms.12-0544. Dostupné z: <https://doi.org/10.1292%2Fjvms.12-0544>
- Tuck, S. L. et al. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 746–755 (2014).
- Van Dijk, T.C., van Staalduinen, M.A., van der Sluijs, J.P. (2013). Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PLoS One* 8, e62374.
- Van Hoesel, W., Tiefenbacher, A., König, N., Dorn, V. M., Hagenguth, J. F., Prah, U., Widhalm, T., Wiklicky, V., Koller, R., Bonkowski, M., Lagerlöf, J., Ratzenböck, A. and Zaller, J. G. (2017). Single and Combined Effects of Pesticide Seed Dressings and Herbicides on Earthworms, Soil Microorganisms, and Litter Decomposition. *Front. Plant Sci.* 8:215. doi:10.3389/fpls.2017.00215. Dostupné z: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2017.00215/full>
- Van Lexmond, M. B., Bonmatin, J. L., Goulson, D., Noone, D. A. (2015). Worldwide integrated assessment on systemic pesticides. Global collapse of the entomofauna: exploring the role of systemic insecticides. *Environ Sci Pollut Res* (2015) 22:1–4. doi: 10.1007/s11356-014-3220-1. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-3220-1>
- Van Maele-Fabry G, Gamet-Payraastre L, Lison D (2017). Residential exposure to pesticides as risk factor for childhood and young adult brain tumors: a systematic review and meta-analysis. *Environ Int* 106:69–90.
- Veselý, V., Bacílek, J., Čermák, K., Drobníková, V., Haragsim, O., Kamler, F., Krieg, P., Kubišová, S., Peroutka, M., Ptáček, V., Škrobal, D., & Titěra, D. (2009). *Včelařství*. Brázda s. r. o., Praha, 272 s. ISBN: 80-209-0320-8.
- Volková, M., & Kazda, J. (2016). Jak pesticidy ovlivňují návštěvnost opylovačů v porostu. *Úroda*, 64 (6), 72–75.
- Wahab A, Hod R, Ismail NH, Omar N. (2016). The effect of pesticide exposure on cardiovascular system: a systematic review. *Int J Community Med Public Health* 2016;3:1–10
- Wang, Y., Dai, D., Yu, Y., Yang, G., Shen, W., Wang, Q., ... Zhao, X. (2018). Evaluation of joint effects of cyprodinil and kresoxim-methyl on zebrafish, *Danio rerio*. *Journal of Hazardous Materials*, 352, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.03.023>
- Weston, D.P., Schlenk, D., Riar, N., Lydy, M.J., Brooks, M.L., (2015). Effects of pyrethroid insecticides in urban runoff on Chinook salmon, steelhead trout, and their invertebrate prey. *Environ. Toxicol. Chem.* 34, 649–657.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., Vaughan, N., (2004). Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conserv. Biol.* 18, 1283–1292.
- Wyckhuys, K.A.G., Hughes, A.C., Buamas, C., Johnson, A.C., Vasseur, L., Reymondin, L., Deguine, J.P., Sheil, D., (2019). Biological control of an agricultural pest protects tropical forests. *Commun. Biol.* 2, 10.

Zamzila, A. N., Aminu, I., Niza, S., Razman, M. R., Hadi, M. A. (2011). Chronic Organophosphate Pesticide Exposure and Coronary Artery Disease: Finding a Bridge. IIUM Research, Invention and Innovation Exhibition (IRIIE).

# Seznam obrázků

|                                                                                                                                                                                             |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Obrázek 1: Dělení pesticidů                                                                                                                                                                 | 2  |
| Obrázek 2: Základní složky obsažené v přípravku na ochranu rostlin                                                                                                                          | 2  |
| Obrázek 3: Překročení limitů pro metolachlor, alachlor a jejich metabolity v povrchových vodách dle normy environmentální kvality v roce 2020                                               | 40 |
| Obrázek 4: Počet pesticidů měřených a nalezených na profilech povrchových vod v roce 2020.                                                                                                  | 41 |
| Obrázek 5: Nálezy metazachloru a jeho metabolitů v povrchových vodách.                                                                                                                      | 43 |
| Obrázek 6: Nálezy metazachloru a jeho metabolitů v podzemních vodách.                                                                                                                       | 43 |
| Obrázek 7: Nálezy pesticidů v povrchových vodách – počet nalezených látek – 2016–2017                                                                                                       | 45 |
| Obrázek 8: Nálezy pesticidů v podzemních vodách – počet nalezených látek – 2015–2017                                                                                                        | 46 |
| Obrázek 9: Podzemní vody – chloracetanilidové herbicidy a prostorová distribuce překročení limitů v roce 2020                                                                               | 47 |
| Obrázek 10: Podzemní vody – chloridazon a prostorová distribuce překročení jeho limitů v roce 2020                                                                                          | 48 |
| Obrázek 11: Procento vzorků, v nichž byl překročen limit reziduí účinných látek pesticidů a jejich metabolitů pro pitnou vodu ve vztahu k výměře plodin, na niž jsou tyto látky aplikovány. | 51 |
| Obrázek 12: Pesticidy nalezené na trávnících dětských hřišť v Severní Itálii dle počtu kontaminovaných míst.                                                                                | 57 |
| Obrázek 13: Počty analyzovaných vzorků potravin dle zemí (z národních programů). Celkově bylo analyzováno přes 96 tisíc vzorků potravin.                                                    | 61 |
| Obrázek 14: Počty analyzovaných vzorků potravin podle původu                                                                                                                                | 62 |
| Obrázek 15: Mapa zemí původu v EU dle % vzorků s překročenými limity                                                                                                                        | 63 |
| Obrázek 16: Mapa zemí původu v EU dle % nevyhovujících vzorků                                                                                                                               | 63 |
| Obrázek 17: Žebříček zemí dle % vzorků překračujících limit a zcela nevyhovujících vzorků.                                                                                                  | 64 |
| Obrázek 18: Země mimo EU dle % vzorků se překročeným limitem                                                                                                                                | 64 |
| Obrázek 19: země původu potravin dle % překročení limitu (počet vzorků z dané země = 100 %)                                                                                                 | 65 |
| Obrázek 20: Mapa zemí původu potravin dle % překročení limitu (počet vzorků z dané země = 100 %).                                                                                           | 67 |
| Obrázek 21: Procenta vzorků potravin z konvenčního a ekologického zemědělství s nalezenými rezidui pesticidů či překročenými limity                                                         | 71 |
| Obrázek 22: Procenta rozdělení celého souboru počtu vzorků potravin dle počtu v nich určených reziduí.                                                                                      | 72 |

|                                                                                                                                            |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Obrázek 23: Soubor vzorků pro jednotlivé potraviny seřazené dle vzrůstajícího množství multireziduálních nálezů pesticidů. Zdroj dat EFSA. | 72 |
| Obrázek 24: Odhad spotřeby pesticidů v EU v roce 2018                                                                                      | 76 |
| Obrázek 25: Příčiny úbytku a vymírání hmyzu dle procenta z celkového počtu přezkoumaných studií (n=73) uvádějících příslušnou příčinu.     | 80 |

## Seznam tabulek

|                                                                                                                                                                                                                                           |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabulka 1: Seznam kandidátů na nahrazení a aktivní látky z tohoto seznamu nedávno zakázané (vyznačené červeně)                                                                                                                            | 8  |
| Tabulka 2: Seznam toxikologických a ekotoxikologických indikátorů ("endpoints") pro ekosystémy                                                                                                                                            | 11 |
| Tabulka 3: Seznam „endpoints“ pro lidi                                                                                                                                                                                                    | 12 |
| Tabulka 4: Nejproblematictější rezidua pesticidů v povrchových vodách dle metodiky (Fang et al., 2019)                                                                                                                                    | 12 |
| Tabulka 5: Tabulka látek vyžadujících zvýšenou pozornost vychází z indexů nebezpečnosti a vývoje spotřeby v ČR                                                                                                                            | 29 |
| Tabulka 6: Zjištěné triazoly v bazálním monitoringu půd ÚKZÚZ a jejich koncentrace (v mg na kg půdy)                                                                                                                                      | 37 |
| Tabulka 7: Pesticidy a jejich metabolity, které byly v rámci studie centra Recetox identifikovány ve více než 10 % zkoumaných půd                                                                                                         | 37 |
| Tabulka 8: Výskyt nejčastěji se vyskytujících účinných látek a jejich metabolitů v podzemních vodách ČR v jednotlivých letech v letech 2014–2017 v návaznosti na plodiny, kde jsou látky nejčastěji aplikovány (zdroj ČHMÚ).              | 44 |
| Tabulka 9: Výskyt reziduí v odebraných vzorcích v letech 2014 až 2018                                                                                                                                                                     | 44 |
| Tabulka 10: Rozdělení nálezů jednotlivých analytů ve vztahu k mezi stanovitelnosti (LOQ) a limitní hodnotě 0,1 µg/l v pitných vodách.                                                                                                     | 49 |
| Tabulka 11: Aktivní látky registrované dnes a dříve jako složky pesticidů, které byly zjištěny v potravinách vzorkovaných v rámci EU. Zdroj dat EFSA.                                                                                     | 69 |
| Tabulka 12: Seznam pesticidů, které se jeví jako nejvíce rizikové pro ptáky na základě studie Tassin de Montaigu & Goulson (2020).                                                                                                        | 83 |
| Tabulka 13: Seznamy nejpoužívanějších účinných látek v přípravcích na ochranu rostlin v letech 2020 (horní část tabulky) a 2019 (spodní část tabulky), spolu s příslušnou spotřebou (kg) a stav jejich povolení (autorizace) v roce 2022. | 87 |
| Tabulka 14: Struktura vybraných zemědělských dotací v roce 2019                                                                                                                                                                           | 96 |

# Seznam grafů

|                                                                                                                                                                  |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Graf 1: Spotřeba přípravků na ochranu rostlin (POR) a pomocných prostředků (PP) v kg na zemědělské půdě, mořicích stanicích a skladech rostlinných produktů v ČR | 14 |
| Graf 2: Spotřeba účinných látek na zemědělské půdě, mořicích stanicích a skladech rostlinných produktů v ČR (kg)                                                 | 15 |
| Graf 3: Celkový vývoj spotřeby aktivních látek v přípravcích ochrany rostlin v ČR v kg                                                                           | 16 |
| Graf 4: Vývoj relativní spotřeby 170 účinných látek v ČR ("hektarové ekvivalenty")                                                                               | 18 |
| Graf 5: Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a lidi                                                               | 19 |
| Graf 6: Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a lidi                                                                    | 20 |
| Graf 7: Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro lidi a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami                    | 21 |
| Graf 8: Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro lidi s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami                           | 21 |
| Graf 9: Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami              | 22 |
| Graf 10: Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami                  | 23 |
| Graf 11: Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy lidi a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami        | 23 |
| Graf 12: Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy a lidi a s relativně vysokými doporučenými aplikačními dávkami           | 24 |
| Graf 13: Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro lidi                                                                           | 25 |
| Graf 14: Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro lidi                                                                                | 26 |
| Graf 15: Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro ekosystémy                                                                     | 26 |
| Graf 16: Absolutní spotřeba účinných látek (kg) s vysokým skóre nebezpečnosti pro vodní ekosystémy                                                               | 27 |
| Graf 17: Relativní spotřeba účinných látek s vysokým skóre nebezpečnosti pro vodní ekosystémy                                                                    | 28 |
| Graf 18: Spotřeba nejčastějších kontaminantů podzemních vod z řad pesticidů (kg) dle dat ÚKZÚZ                                                                   | 42 |
| Graf 19: % překročení limitu dle kategorie potravin                                                                                                              | 68 |



