

**UNIVERZITA PALACKÉHO v OLOMOUCI**

Přírodovědecká fakulta



Katedra zoologie

**Vliv globální změny klimatu na diverzitu a rozšíření vodního hmyzu**

Effect of global climate change on diversity and distribution of aquatic insects

Bakalářská práce

Autor: Vilímková Kristýna  
Studijní program: B0511A030010 – Biologie a ekologie  
Obor: Biologie a ekologie  
Forma studia: Prezenční  
Vedoucí práce: Mgr. Hana Šigutová, Ph.D.

Olomouc 2024

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně s vyznačením všech použitých pramenů a spoluautorství. Souhlasím se zveřejněním bakalářské práce podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách, ve znění pozdějších předpisů. Byla jsem seznámena s tím, že se na moji práci vztahují práva a povinnosti vyplývající ze zákona č. 121/2000 Sb., autorský zákon, ve znění pozdějších předpisů.

V Olomouci dne.....

## **PODĚKOVÁNÍ**

Chtěla bych poděkovat vedoucí mé bakalářské práce Mgr. Haně Šigutové, Ph.D. za vstřícnost, odborné vedení, trpělivost, hodnotné rady a připomínky, které mi poskytla při psaní této práce. Dále děkuji mé rodině a přátelům za jejich podporu.

## BIBLIOGRAFICKÁ IDENTIFIKACE

Jméno a příjmení:	Kristýna Vilímková
Název:	Vliv globální změny klimatu na diverzitu a rozšíření vodního hmyzu
Typ práce:	Bakalářská práce
Pracoviště:	Katedra zoologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci
Vedoucí práce:	Mgr. Hana Šigutová, PhD.
Rok obhajoby:	2024
Počet stran:	48
Jazyk:	Český

### **Abstrakt:**

Globální klima se v současnosti vlivem lidské činnosti rychle mění. Ačkoli tato změna negativně ovlivňuje perzistenci a rozšíření mnoha živočišných druhů, její dopady v kontextu působení na vodní hmyz dosud nebyly komplexně prozkoumány. Práce je literární rešerší zabývající se vlivem globální klimatické změny na distribuci a diverzitu vodního hmyzu. Rovněž se zabývá mechanismy působení globální klimatické změny a interakcemi s ostatními faktory, které sladkovodní ekosystémy ohrožují. Bylo zjištěno, že taxony vodního hmyzu s dobrými disperzními schopnostmi posunují svou distribuci severněji v reakci na změnu klimatu. Byly také vytipovány skupiny, které jsou nejvíce ohrožené klimatickou změnou.

**Klíčová slova:** klimatická změna, vodní hmyz, diverzita, rozšíření, sladkovodní ekosystémy

## BIBLIOGRAPHICAL IDENTIFICATION

Author's name and surname: Kristýna Vilímková

Title: Effect of global climate change on diversity and distribution of aquatic insects

Type of thesis: Bachelor's thesis

Department: Department of zoology, Faculty of Science, Palacký University, Olomouc

Supervisor: Mgr. Hana Šigutová, PhD.

Year: 2024

Number of pages: 48

Language: Czech

### **Abstract:**

The global climate is currently changing rapidly due to human activity. Although this change is adversely affecting the persistence and distribution of many species, its impacts in the context of effects on aquatic insects have not yet been comprehensively studied. This thesis is a literature search addressing the impact of global climate change on the distribution and diversity of aquatic insects. It also explores the mechanisms of global climate change and interactions with other factors that threaten freshwater ecosystems. Aquatic insect taxa with good dispersal abilities have been found to shift their distribution northwards in response to climate change. Groups that are most vulnerable to climate change have also been identified.

**Keywords:** climate change, aquatic insect, diversity, distribution, freshwater ecosystems

## OBSAH

Úvod a cíl bakalářské práce.....	1
1 Charakteristika a ohrožení sladkovodních ekosystémů vlivem globální změny klimatu ..	2
2 Mechanismy působení globální klimatické změny .....	5
2.1 Teplota.....	5
2.2 Srážky.....	7
2.3 Změna přirozených stanovišť .....	8
2.4 Invazní druhy.....	9
3 Globální změna klimatu a její interakce s dalšími faktory.....	9
3.1 Eutrofizace.....	10
3.2 Acidifikace .....	11
3.3 Znečištění a toxické látky.....	11
3.4 Degradace biotopů.....	12
4 Změna klimatu v České republice.....	13
5 Vliv globální klimatické změny na diverzitu a rozšíření vodního hmyzu .....	15
5.1 Posun distribuce .....	17
5.2 Změna diverzity.....	19
5.3 Změny tepelné tolerance .....	20
5.4 Změna interakcí mezi organismy .....	20
5.5 Fenologické změny .....	21
5.6 Změny v metabolismu.....	23
5.7 Změny genové exprese.....	25
Závěr.....	26

# Úvod a cíl bakalářské práce

Globální změna klimatu je jedním z nejvýznamnějších environmentálních problémů současnosti a má dalekosáhlé dopady na různé ekosystémy, včetně sladkovodních (Doney et al., 2012). Vodní hmyz, který zahrnuje různé taxony z řádů vážek (Odonata), chrostíků (Trichoptera), pošvatek (Plecoptera), jepic (Ephemeroptera), dvoukřídlých (Diptera), polokřídlých (Hemiptera), motýlů (Lepidoptera) a brouků (Coleoptera), v těchto ekosystémech hraje klíčovou roli. (Shiple et al., 2022). Tito živočichové jsou nejen důležitými indikátory kvality vody, ale také zásadními prvky potravních sítí, kde slouží jako potrava pro ryby a další živočichy. Diverzita a rozšíření vodního hmyzu jsou přímo ovlivňovány klimatickými podmínkami (Bonacina et al., 2023).

Změnou klimatu dochází ke změnám v teplotě vody, srážkových vzorcích, frekvenci a intenzitě extrémních povětrnostních jevů (např. povodně, sucha, bouřky), což jsou klíčové faktory, které určují habitaty a biologické cykly vodních organismů (Heino et al., 2009). Zvyšující se teploty mohou způsobit posuny v geografickém rozšíření druhů, kdy teplomilné druhy expandují do oblastí, kde dříve nebyly přítomny, zatímco druhy adaptované na chladnější podmínky mohou ustupovat nebo dokonce vymírat (Wrona et al., 2006). Zvýšená frekvence a intenzita extrémních povětrnostních jevů může mít devastující dopady na lokální populace vodního hmyzu tím, že ničí jejich habitaty a narušuje jejich životní cykly (Khan & Patel, 2021). Změny v teplotě a srážkových vzorcích mohou také ovlivnit dostupnost a kvalitu potravy, což může mít dopady na růst, reprodukci a přežití organismů (Capon et al., 2021). Tyto změny mají potenciál nejen ovlivnit diverzitu a rozšíření jednotlivých druhů vodního hmyzu, ale mohou také narušit celkové fungování sladkovodních ekosystémů. Výzkum a monitorování těchto dopadů jsou nezbytné pro pochopení negativních důsledků změny klimatu na vodní ekosystémy.

Cílem práce je vypracovat literární rešerši se zaměřením na vliv globální změny klimatu na rozšíření a diverzitu vodního hmyzu. Pozornost je věnována skupinám Odonata, Coleoptera, Hemiptera, Diptera, Trichoptera, Plecoptera a Ephemeroptera. Práce pojednává také o mechanismech působení změny klimatu a její interakci s dalšími faktory ovlivňujícími sladkovodní ekosystémy. Jsou identifikovány mezery ve znalostech s cílem přesnějšího zaměření případného výzkumu v rámci navazující diplomové práce.

# 1 Charakteristika a ohrožení sladkovodních ekosystémů vlivem globální změny klimatu

Voda tvoří asi 71 % povrchu Země. Zhruba 97,3 % všech světových vod tvoří oceány a přibližně 2,7 % zaujímají sladké vody, přičemž z toho asi 2,1 % připadá na ledovce a ledové pokrývky. Okolo 0,6 % povrchu Země tedy připadá na řeky, potoky, jezera, rybníky, tůň nebo třeba také na podzemní vody. Zbylé zásoby světové vody se nachází například v atmosféře nebo v půdě (Dodds & Whiles, 2010).

Sladkovodní neboli limnické ekosystémy můžeme rozdělit na lotické (tekoucí) a lentické (stojaté), přičemž mezi lotické ekosystémy patří například řeky, potoky, prameny nebo také kanály (Mochek & Pavlov, 2021). Ekosystémy stojatých vod jsou vnitrozemská sladkovodní stanoviště zahrnující například jezera, rybníky, nádrže, mokřady a tůň (Downing et al., 2006). Lotické i lentické systémy se vyskytují v tropických, mírných i polárních oblastech, přičemž pro tropické oblasti jsou typické husté sítě řek a jezer díky vysokým srážkám a stálým teplotám. Mírné oblasti mají spíše velká jezera a řeky a sladkovodní ekosystémy polárních oblastí jsou spojeny hlavně s ledovci a permafrostem (Downing et al., 2006).

Sladkovodní ekosystémy jsou dynamická prostředí s měnícími se fyzikálními a chemickými podmínkami v průběhu času v závislosti na ročním období, klimatických podmínkách, teplotě, pH, obsahu kyslíku a živin, průtoku vody a lidské činnosti. Jsou důležitou součástí pro udržení globální biologické diverzity druhů a poskytování klíčových účinků ekosystému na životní prostředí a společnost. Mezi takové účinky můžeme zahrnovat čištění vody, regulaci klimatu, ochranu před povodněmi, poskytování pitné vody, výrobu energie, zemědělství nebo likvidaci odpadů. Limnické ekosystémy také hrají zásadní roli v životních cyklech mnoha sladkovodních druhů, včetně těch, které jsou důležité pro člověka, jako ryby, vodní ptáci a vodní hmyz (Rose et al., 2023).

Obecně jsou limnické ekosystémy ohroženy znečištěním, eutrofizací, nadměrným rybolovem a nadměrným využíváním vody. Také je ohrožuje biologická invaze a globální klimatická změna, jejíž dopady se mohou projevovat rostoucími teplotami vod, změnami ve srážkových vzorcích nebo změnami rychlosti větru. Také mohou přibývat extrémní události jako sucha, horka, bouřky a povodně. Tyto změny jsou často doprovázené dopady antropogenních vlivů na životní prostředí, například změny ve využívání půdy nebo odčerpávání vody, chemický průmysl a využívání fosilních paliv (Rose et al., 2023). Proto by měla být globální klimatická změna hodnocena v souvislosti s rozsáhlými antropogenními vlivy, které ovlivňují množství a kvalitu vody (Meyer et al., 1999).



Přestože povrchové sladké vody zauímají relativně malou část zemského povrchu, jsou biotopem téměř 6 % všech známých druhů na Zemi, což odpovídá nejméně 100 000 druhů. Odhaduje se, že dalších 50 000–100 000 druhů žije v podzemních vodách (Collen et al., 2014). Obecně mají jižní oblasti větší úroveň biologické diverzity druhů oproti severnějším oblastem, a to platí i pro ekosystémy sladkých vod. Také pozorujeme, že se stoupající zeměpisnou šířkou druhová bohatost klesá (Reist et al., 2006). Ostrovní charakter sladkovodních biotopů způsobil evoluci mnoha druhů s omezeným geografickým rozšířením, může to být třeba jedno jezero nebo určité povodí (Collen et al., 2014).

Biodiverzita sladkovodních ekosystémů klesá mnohem rychleji, než je tomu u nejvíce ohroženého suchozemského ekosystému (Sala et al., 2000). Od roku 1970 došlo ke kontinuálnímu poklesu globální biologické rozmanitosti o přibližně 30 %. Největší pokles, konkrétně o 37 %, byl zaznamenán ve sladkovodních ekosystémech. V tropických sladkovodních ekosystémech byl pokles ještě výraznější, dosahující 70 %, což je vyšší hodnota než pokles 60 %, a to ve všech tropických ekosystémech dohromady (Bush, 2013). Například v Severní Americe podle Ricciardi & Rasmussen (2000) může být míra vymírání sladkovodních živočichů až 4 % za deset let, to je ztráta asi pětkrát vyšší než u jakéhokoli suchozemského prostředí. Stejní autoři rovněž předpokládají, že rychlost úbytku sladkovodní bioty bude do konce století srovnatelná s tou, která je pozorována v tropickém deštném pralese.

Rostoucí teplota atmosféry mění teplotu vody v pramenech a snižuje se v nich také obsah kyslíku. Teploty v pramenech mírných řek mohou být nižší nebo vyšší v závislosti na vlivu podzemní vody. V zimě totiž podzemní vody pomáhají udržovat teplotu v pramenech relativně teplou a v létě naopak napomáhají jejich ochlazení (Khan & Patel, 2021). V mírných klimatických podmínkách bývají menší toky stíněny korunami stromů, což vede k chladným proudům s dobrou kyslíkovou saturací, které jsou bohatě zásobovány organickým materiálem z listů. Rozklad listů biologickými společenstvy v řekách uvolňuje jemné částice organické hmoty. Menší horní toky zpracovávají organickou hmotu a hrají klíčovou roli při udržování ekologického zdraví dolních úseků řek. Díky nim totiž dochází k rozkladu organické hmoty a cyklu živin a poskytují důležitá stanoviště pro regionální biodiverzitu (Gatti, 2016).

Velmi rozlehlé řeky obvykle vykazují nízký sklon a jsou široké, což má za následek minimální vliv pobřežního vegetačního pokryvu na zastínění a dodávku listů do vody. Vodní proudy udržují jemné pevné látky ve své suspenzi a omezeně proniká světlo do bentosu. Organická hmota v suspenzi představuje hlavní zdroj potravy pro ekosystémy těchto velkých řek (Bush, 2013). Velké řeky mají vysokou biologickou diverzitu a zároveň jsou

nejintenzivněji ohrožovány lidskou činností. Hrají zásadní roli jako biotop pro mnohé organismy a propojují další různé vodní ekosystémy (Gatti, 2016). Intermittentní řeky, které periodicky přestávají proudit, zažívají změny ve vodních cyklech a předpovídá se zvýšení jejich počtu vlivem klimatické změny (Gatti, 2016). Dále máme aluviální oblasti řek, což jsou široké plochy v nížinách, které jsou pravidelně zaplavovány v obdobích vysokého průtoku vody. Slouží jako přirozené rezervoáry, které zadržují vodu v krajině a pomáhají regulovat průtoky řek. Délka a frekvence zaplavení ovlivňují hlavně životní cykly druhů, které v nivách žijí, což následně ovlivňuje celkovou biodiverzitu těchto ekosystémů (Gatti, 2016).

Řeky jsou ovlivňovány v závislosti na geografické poloze. V mírných pásmech jsou řeky ovlivňovány spíše teplotou atmosféry, zatímco v tropických oblastech má větší vliv množství a načasování srážek. Řeky, které jsou položeny ve vyšších zeměpisných šířkách jsou pokryty ledovou pokrývkou po kratší dobu a dochází k dřívějšímu praskání ledu. To ovlivňuje organismy, které se spoléhají na ochrannou ledovou pokrývku. Lámáním ledu se může prudce zvýšit hladina vody, což může poškodit ekosystémy. Struktura a funkce ekosystémů v ústí řek je ohrožena zejména stoupající hladinou moří a zvyšováním slanosti a teploty vody. K těmto jevům přispívají změny fluvialních toků, jako je propad sedimentů a změna v cirkulačních vzorech oceánu a větru (Whitehead et al., 2009). Pobřežní vodní toky nejvíce ohrožuje stoupající hladina moří, která způsobí zaplavení těchto toků a rozšíření slané vody do vnitrozemí (Tiruneh & Motz, 2001). Všechny tyto aspekty jsou opět zesilovány s lidskými vlivy a v jednotlivých regionech se mohou lišit.

Počet a velikost rybníků se s klimatickou změnou snižuje, což zvyšuje vzdálenosti mezi nimi a snižuje regionální propojenost habitatů. Tímto je ohrožena většina organismů, které pravidelně migrují (Priya et al., 2023). V suchých oblastech dochází ke kolísání hladiny rybníků a mění se tak podmínky pro organismy (Jooste et al., 2020).

Jezera jsou změnou klimatu ohrožena různými způsoby. Oteplování a rychlejší vypařování vody způsobuje snížení hladin jezer a změny ve vodním toku ovlivňují připojené ekosystémy. Dochází k poklesům primární produktivity, zvyšuje se průhlednost vody, což způsobuje snadnější pronikání světla. Objevují se extrémní teplotní gradienty a výraznější sezónní teplotní výkyvy, mění se teplotní stratifikace a prodlužují se období bez mrazu. Snížená primární produktivita však ovlivňuje celou potravní síť a zvyšuje se konkurence (Khan & Patel, 2021). Velké přehrady mají negativní dopad na biologickou rozmanitost tím, že zaplavují území, fragmentují stanoviště, izolují druhy, narušují výměnu živin mezi ekosystémy a blokuji migrační trasy. Tyto přehrady snižují toky vody a sedimentů do dolních částí řek a mění charakter ústí řek. Důsledkem je zvýšená zranitelnost celých ekosystémů vůči dalším hrozbám (Gatti R. C., 2016).

## 2 Mechanismy působení globální klimatické změny

V důsledku stále narůstajících emisí skleníkových plynů, zejména oxidu uhličitého, dochází ke změně teploty atmosféry. Změna klimatu dále způsobuje teplejší vodní povrchy, zvyšování hladin moří, vyšší sucha nebo záplavy (Priya et al., 2023). Přestože se změny klimatu na Zemi v historii s jistou pravidelností opakovaly, za posledních 1000 let se současná míra oteplování dříve nevyskytla. Během 20. století se povrchové teploty zvýšily o 0,6 °C na globální úrovni a předpoklad pro následujících 100 let je zvýšení o 1,8 až 4,0 °C (Priya et al., 2023). Přesná míra zvýšení bude záviset hlavně na množství uvolněného oxidu uhličitého způsobeného lidskou činností. Celkově se ve světě zrychluje globální hydrologický cyklus a predikuje se vyšší výskyt silných srážek, případně zvýšení podílu silných srážek z celkového srážkového úhrnu, což zvyšuje riziko deštěm způsobených povodní (Durack et al., 2012). Pravděpodobnost výskytu častějších povodní se ještě zvyšuje se změnami teplot vzduchu, srážkových režimů a změnami intenzity extrémních meteorologických jevů, jako jsou bouře nebo třeba tropické cyklóny (IPCC, 2023).

Změna klimatu může ovlivňovat sladkovodní ekosystémy buď postupně, například pomalým zvyšováním teploty povrchových vod, nebo rychle prostřednictvím častějších extrémních událostí, jako jsou vlny veder, mrazy, sucha nebo povodně (Gómez-Gener et al., 2020). Ve vodě se může zvyšovat koncentrace rozpuštěného organického uhlíku a huminových a fulvových kyselin, které způsobují zbarvení vody, většinou žlutohnědý odstín. Tyto látky vznikají ve vodě hlavně rozkládaním organické hmoty, nejčastěji rostlinných materiálů. Rychlost rozkladu je v teplejších vodách vyšší. Zvýšená teplota způsobuje větší rychlost rozkladu organických látek ve vodě, vyšší intenzita a četnost srážek, zejména tedy záplav, může zapříčinit, že se do vody odplaví větší množství organické hmoty. Tomuto jevu napomáhají také častější a silnější bouřky, které vyplavují organickou hmotu například z městských oblastí do vodních toků. Dále také tání trvale zmrzlé půdy (permafrostu) může do vod uvolňovat větší množství organické hmoty, která byla v minulosti zmrzlá (Whitehead et al., 2009).

### 2.1 Teplota

Teplota vody má hlavní vliv na život sladkovodních druhů ve vodě, ovlivňuje primární produktivitu, metabolismus nebo třeba rychlost růstu organismů (Dallas, 2018; Haidekker & Hering, 2008). Také má vliv na distribuci druhů, jejich životní cykly a fenologii (Donnelly et al., 2011). Teplota vody je důležitým aspektem pro společenstva fytoplanktonu (O'Neil et al., 2012). Zvýšení teploty ve vodě vede k vyšší hustotě fytoplanktonu a zvýšenému zatížení živinami. Urychluje se proces mineralizace půd v povodí a deoxygenace sedimentů, čímž

vzniká anaerobní prostředí, které je nepříznivé pro většinu organismů (Jack Brookshire et al., 2011).

Změny teploty vzduchu ovlivňují průtoky řek, čímž se mění energie proudů. Voda se v jezerech a řekách zadržuje na delší dobu a tím se voda ve vodním sloupci promíchává mnohem méně. Zvýšená teplota společně se sníženým promícháváním vod přináší riziko výskytu toxických květů a řas, což vede k poklesu koncentrace kyslíku (Whitehead et al., 2009). Molekuly vody mají v teplém prostředí vysokou energii, to znamená, že hůře udrží kyslík v rozpuštěném stavu (Febiyanto, 2020). Se zvyšující se teplotou se zvyšuje kinetická energie molekul vody, což způsobí rychlejší pohyb molekul kyslíku a jeho snadnější uvolnění z kapalného do plynného stavu (Eheart & Park, 1989). Teplá voda má tedy menší schopnost udržet rozpuštěný kyslík než studená voda. Očekává se, že v důsledku menšího úplného promíchávání v nejhlubších vodách porostou hypoxické podmínky o více než 25 %. Dle výzkumu, který probíhal v letech 1980–2017, došlo ve 400 jezerech ke snížení obsahu rozpuštěného kyslíku o 4,1 % v povrchových vrstvách vody a o 16,8 % v hlubokých vrstvách (IPCC, 2023). Na Zemi rostou teploty rychleji v oblastech vysokých zeměpisných šířek, hlavně na Antarktidě a Arktidě, zatímco v tropech je toto zvýšení pomalejší (Deutsch et al., 2008). Samotné snížení koncentrace rozpuštěného kyslíku kvůli teplé vodě však vážné problémy nezpůsobí. Pokud ale vysoké teploty přetrvávají dlouho, zejména v noci, kdy neprobíhá fotosyntéza a rostliny neprodukují kyslík, mohou se důsledky výrazně zhoršit (Febiyanto, 2020).

Jedním z hlavních důsledků vlivu zvyšujících se teplot je tání ledovců. To způsobuje vzestup hladiny moří, což ovlivňuje kvalitu vody i vodní režim. Marzeion et al. (2018) předpokládají během 21. století celosvětový vzestup hladin moří o 0,28–0,55 m, a to i při scénáři nejnižších emisí. Charakter sladkovodních ekosystémů položených v nízkých nadmořských výškách se změní i při mírném vzestupu hladiny moří na brakické nebo slané systémy (Grieger et al., 2020). Taková situace by pro sladkovodní organismy znamenala ztrátu prostředí pro život.

Důkaz zvyšujících se teplot nám může poskytnout například výzkum probíhající v letech 1959–2015, který zkoumal změny teploty v jezeře Tianchi ve střední Asii. Studie ukazuje zřetelný trend oteplování hlavně od roku 1995. Průměrná roční teplota se zvyšovala o 0,19 °C za desetiletí, to je více než celosvětový průměr, který činí 0,13 °C za dekádu (Lu et al., 2019). Zjištěná hodnota v dané oblasti je srovnatelná s jinými oblastmi v daném pohoří a poukazuje na to, že oblasti s vyšší nadmořskou výškou zažívají rychlejší nárůst teploty, než je globální průměr (Wang et al., 2014).

## 2.2 Srážky

Dopady klimatické změny souvisí nejen s oteplováním, ale také se srážkami. Předpovídá se, že během 21. století se průměrné roční srážky na celosvětové úrovni zvýší, ačkoli se budou srážkové vzorce mezi regiony značně lišit a budeme pozorovat jak nárůsty, tak i poklesy (Heino et al., 2009). Častější výskyt a zvýšená intenzita srážek je výsledkem změněné atmosferické cirkulace, kdy dochází například k posunům hlavních pásů větrů (Lu et al., 2019). V souvislosti s oteplováním se ve většině regionů očekávají častější extrémní srážky a s tím spojené záplavy, sucha a intenzivní tropické cyklóny (IPCC, 2023). Protože vodní režimy sladkovodních ekosystémů jsou určeny především srážkami, budou jejich charakteristiky přímo i nepřímo ovlivněny každou změnou v načasování nebo množství srážek. Změna charakteristik sladkovodních ekosystémů bude mít samozřejmě dopady i na organismy, které se zde vyskytují (Gatti, 2016).

V rovníkových oblastech a vyšších zeměpisných šířkách se předpokládá zvýšení četnosti srážek, a to jak v létě, tak i v zimě (Heino et al., 2009). Zatímco v subtropických a suchých oblastech nebo také v oblastech kolem Středozemního moře se očekává celkový pokles srážek. V oblastech se zimní sněhovou pokrývkou můžeme pozorovat dřívější tání sněhu vlivem oteplování, a tudíž může docházet ke zvýšení pozdních zimních a brzkých jarních průtoků a snížení pozdních jarních a brzkých letních průtoků (Donnelly et al., 2017).

Pokles srážek a zvýšený výpar může vést k suchu a dočasné nebo úplné fragmentaci vodních ekosystémů, neboť hladina vody během období sucha prudce klesá. To vede k podstatným změnám v charakteristikách sladkovodních ekosystémů (Hamilton, 2010).

Vyšší intenzita srážek může měnit rozložení vodních zdrojů v krajině a snižovat akumulaci vody v půdě. Také může vytvářet vyšší přítoky do nádrží a ohrožovat tak na dešti závislé zemědělství a tím zvyšovat závislost na zavlažování. Vydatné srážky a tání sněhu mohou značně zvýšit objem vody v potocích za relativně krátkou dobu. Voda pak rychleji proudí a unáší velké množství písku a štěrku, což mění charakter dna (McCabe, 2011). V důsledku intenzivnějších srážek můžeme očekávat silnější erozi půdy. S tím souvisí zvýšený přísun sedimentů do vodních nádrží, což způsobuje změny v proudění vody. Může se také měnit typ substrátu, například z kamenného se stává sedimentární a ubývají tak vhodná stanoviště pro život některých druhů (Eekhout et al., 2018). Dále mohou vysoké koncentrace sedimentů snížit dostupnost potravních zdrojů pro některé skupiny bezobratlých, například filtrátoři, kteří se živí mikroskopickými organismy ve vodě (Capon et al., 2021). Je tedy jasné, že změny teplot a srážkových vzorců budou mít na společenstva vodních bezobratlých zásadní dopady.

## 2.3 Změna přirozených stanovišť

Změna krajinného pokryvu v důsledku globální změny klimatu má významné dopady na vodní ekosystémy, především prostřednictvím změn v povodích a charakteristikách příbřežních zón. Klimatická změna může vést ke změnám ve složení suchozemské vegetace a posunům v dominantní vegetaci. Například v boreální zóně, kde typicky dominují jehličnaté stromy, postupně dochází ke změně dominujících druhů jehličnatých stromů na jiné jehličnaté druhy, případně dochází k nahrazování jehličnanů listnatými druhy charakteristickými pro jižnější oblasti (Sykes & Prentice, 1995). Přechod od jehličnatých stromů k listnatým stromům v příbřežních zónách může výrazně ovlivnit tyto ekosystémy (Allan et al., 2005). Vodní ekosystémy jsou do značné míry ovlivňovány vstupy organické hmoty z okolní suchozemské vegetace, přičemž listy z břehové vegetace tvoří hlavní zdroj potravy pro bezobratlé konzumenty (Allan, 1995). Jehličí jehličnatých stromů poskytuje sladkovodním bezobratlým, kteří rozkládají organickou hmotu, méně kvalitní zdroj potravy než listy listnatých stromů. To znamená, že změna v dominanci břehové vegetace pravděpodobně povede k růstu populací těchto rozkladačů (Covich et al., 1999). Výzkum naznačuje, že změnou klimatu zapříčiněná degradace lesních porostů v horních částech povodí přispívá ke zvýšení vodní eroze a následnému odtoku vody a sedimentů (Xu et al., 2019). Je také patrné, že ztráta lesního pokryvu má negativní dopad na stabilitu vodních ekosystémů a může vést ke snížení úrovně hladiny vodních nádrží a jejich schopnosti zadržovat vodu (Aga et al., 2018).

Mokřady a jejich hydrologie jsou nejvíce ovlivněny menší četností srážek, což způsobuje jejich vysychání. K tomuto navíc přispívá i zvýšená teplota, která vede k vyššímu odpařování vody (Cohen et al., 2016). Mokřady se vlivem vysychání více odpojují od okolních vodních systémů. Protože propojení s dalšími vodními ekosystémy je důležité pro migraci a šíření druhů, může docházet až k úplné ztrátě stanovišť pro druhy adaptované na život v mokřadech. Konektivita také zajišťuje výměnu živin, například ukládání a cyklus uhlíku. S vysycháním se schopnost mokřadů zachycovat a ukládat uhlík snižuje (Cohen et al., 2016). Podle Khan & Patel (2021) většina mokřadů vyschne, protože míra srážek nebude stačit k vyrovnání zvýšeného vypařování. Pokud klesnou srážky a podzemní voda bude čerpána pro lidskou spotřebu, dočasné mokřady zcela zmizí. Zvyšující se přívalové deště mohou mokřady zaplavovat, což sice rozšiřuje a prohlubuje jejich plochu, ale zároveň zvyšuje riziko sedimentace a znečištění vodních toků. Zároveň mohou záplavy zničit vegetaci a další prvky mokřadních ekosystémů. Také dochází k nepředvídatelným změnám hydrologického režimu zamrzlých rašelinišť v důsledku oteplování. Endemické druhy živočichů mohou vymřít, pokud dočasné mokřady, zejména v suchých oblastech vyschnou. Tickner et al. (2020) uvádí,

že mokřady mizí na globální úrovni asi třikrát rychleji než lesy. Mokřady jsou přitom důležitou součástí povodí, protože snižují zaplavování a ukládání sedimentů, čímž zlepšují kvalitu vody (Gatti, 2016).

## **2.4 Invazní druhy**

Klimatická změna způsobuje zvýšení invazivního potenciálu exotických druhů prostřednictvím vlivů změněných klimatických podmínek na původní druhy. Zvláště v boreálních oblastech může zvýšení teploty výrazně přispět k invazím a usazení exotických druhů, které obvykle pocházejí z jižnějších regionů. Severní hranice výskytu těchto druhů bývají totiž určeny minimálními zimními teplotami, takže změna klimatu způsobuje, že se mnoho boreálních sladkovodních ekosystémů stane vhodnými pro rozmnožování populací různých exotických druhů. To může mít významné důsledky pro původní druhy, společenstva a ekosystémové procesy (Rahel & Olden, 2008). Invazní druhy mohou mít negativní dopady na sladkovodní ekosystémy prostřednictvím predace, konkurence nebo šíření parazitů a nemocí, na které nejsou původní druhy adaptovány (Gatti, 2016). Tyto negativní dopady jsou obzvláště škodlivé, pokud se týkají klíčových druhů. Pak vedou k celkovému snížení biodiverzity nebo mění potravní sítě v ekosystémech (Heino et al., 2009).

Invazní druhy narušují biogeografické oblasti, ovlivňují druhovou bohatost a početnost původních druhů, zvyšují riziko jejich vyhynutí, mění genetické složení místních populací, upravují chování původních živočichů, mění fylogenetickou diverzitu v komunitách a trofické sítě. Tyto dopady se zrychlují a očekává se, že budou v budoucnu růst, často nelineárně (Pyšek et al., 2020). Dopady invazí se liší podle hustoty invazivních a původních populací, jejich fenotypové diverzity, počtu a frekvence příchozích jedinců invazivního druhu do nového prostředí a ekologické přizpůsobivosti obou populací (Carvalho et al., 2018). Klíčové jsou také vlastnosti prostředí, kam byl invazivní druh zavlečen (Strayer et al., 2006). Mezi faktory prostředí ovlivňující dopady invazí patří klimatické podmínky, půdní charakteristiky a geografická poloha. Usazení, populační růst a šíření invazivního druhu se budou měnit v závislosti na evoluční reakci původních druhů (Buckley, 2017).

## **3 Globální změna klimatu a její interakce s dalšími faktory**

Klimatické změny samy o sobě přinášejí významné změny v prostředí, jejich interakce s dalšími faktory může mít kumulativní a synergické efekty, které mohou více ohrožovat biodiverzitu a stabilitu ekosystémů. Sladkovodní ekosystémy, včetně řek, jezer, mokřadů a potoků, jsou obzvláště citlivé na tyto změny. Globální změna klimatu, ve spojení s dalšími

environmentálními a antropogenními faktory, představuje významnou hrozbu pro sladkovodní ekosystémy a biodiverzitu vodního hmyzu. Abychom mohli efektivně čelit těmto výzvám, je nezbytné provádět komplexní výzkum, monitorování a implementaci strategií ochrany a adaptace. Porozumění interakcím mezi klimatickými změnami a dalšími faktory je klíčové pro udržení zdravých a funkčních sladkovodních ekosystémů, které jsou zásadní pro biologickou rozmanitost a ekologické služby, které poskytují (Priya et al., 2023).

Změna klimatu a antropogenní aktivity významně ovlivňují vodní ekosystémy například změnou kvality a množství vody. Zvýšení globálních teplot k tomu mění teploty proudů, což ovlivňuje chemickou kinetiku a biogeochemickou aktivitu ve vodních systémech. Antropogenní činnosti, jako jsou zemědělské postupy s chemikáliemi, pesticidy a herbicidy, celosvětově kontaminují sladkou vodu a zhoršují její kvalitu. Uvolňování těžkých kovů a nebezpečných kontaminantů do vodních systémů nejenže mění jejich chemické složení, ale také ovlivňuje bilanci živin (Priya et al., 2023). Jednotlivé mechanismy synergického působení globální změny klimatu a antropogenních faktorů jsou popsány níže.

### **3.1 Eutrofizace**

Eutrofizace vážně ohrožuje sladkovodní ekosystémy a způsobuje nežádoucí změny v jejich struktuře a funkci. Tento jev se výrazně zrychlil od průmyslové revoluce, kdy lidská činnost ovlivnila globální cykly uhlíku, dusíku a fosforu. Intenzivní zemědělství a spalování fosilních paliv přispívají ke zvýšenému toku těchto prvků do vodních ekosystémů, které se buď hromadí v půdě, nebo se dostávají do atmosféry a následně pronikají do povrchových a pozemních vod, například srážkami. Eutrofizace podporuje růst řas a vodních rostlin, což vede k degradaci vodních zdrojů, úbytku druhů a ztrátě ekosystémových služeb. Nadměrné obohacení živinami také může vést k dominanci toxických sinic (Dodds & Smith, 2016).

Problém eutrofizace v kontextu klimatických změn je komplexní a výrazně ovlivňuje složení a funkci sladkovodních ekosystémů. Klimatické změny zvyšují teplotu vody, což vede k rychlejšímu růstu řas a sinic, čímž se zvyšuje zatížení vody živinami (Dodds & Smith, 2016). Klesající průtoky v létě mohou prodlužovat dobu zdržení vody, což zvyšuje potenciál pro růst řas a sinic (Whitehead et al., 2009). Tento jev může také vést k nižší koncentraci sedimentů ve vodním sloupci a zvýšené propustnosti světla, což dále podporuje růst řas a sinic. Některé scénáře změn klimatu také naznačují zvýšenou frekvenci odplavování živin do vodních ekosystémů, a to může být významné zejména v horských řekách a jezerech chudých na živiny. Eutrofizace je důsledkem složitých interakcí mezi dostupností živin, světelnými podmínkami a dobou proudění vody, což komplikuje posuzování jejich dopadů v kontextu globálních změn klimatu. Analyzovat tyto interakce lze pomocí modelových



experimentů, které zkoumají vliv živin, teploty a dalších faktorů ovlivňujících růst řas a sinic (Whitehead et al., 2009).

### **3.2 Acidifikace**

Oteplování klimatu může urychlovat acidifikaci toků sladkovodních ekosystémů a například jezera, která jsou již okyselená, mohou mít změnou klimatu negativně ovlivněn proces obnovy (Heino et al., 2009). Klimatické proměnné, které mají vliv na acidifikaci, zahrnují vyšší teploty, intenzivnější srážky, usazování mořské soli, zvýšená sucha v letních obdobích a sníženou sněhovou pokrývku v zimních obdobích. Intenzivní srážky, rychlé tání sněhu a ledu a vlhké zimy celkově zvyšují kyselost vody tím, že splachují kyselé látky (např. sírany a dusičnany), které se hromadí v půdě a na povrchu sněhu a způsobují jejich uvolnění ve velkém množství najednou (Evans et al., 2008). Může tedy docházet k náhlému a krátkodobému zvýšení kyselosti vodních toků, což může negativně ovlivnit vodní ekosystémy a vést ke ztrátě některých druhů bezobratlých (Kowalik & Ormerod, 2006). Sucha mohou zvyšovat acidifikaci snížením hladiny podzemních vod, což umožňuje vzduchu proniknout hlouběji do půdy a tím se vytváří aerobní podmínky, které podporují zvýšenou oxidaci síry na síran, jenž se následně dostává do vodních toků a zvyšuje jejich kyselost (Whitehead et al., 2009).

Obzvláště citlivá na klimatickou změnu ve spojení s acidifikací mohou být například povodí rašeliniště, což jsou oblasti vodních toků, do kterých odtéká voda z rašelinišť. Rašeliniště totiž disponují značnými zásobami síry, která se po rozsáhlých letních suchách může do těchto toků uvolňovat (Aherne et al., 2006). Pro horská povodí může být dalším zdrojem acidifikace dusík, protože během sucha může lépe docházet k oxidaci dusičnanů v půdě na kyselinu dusičnou, která se dostává do vod. V souvislosti se změnou klimatu však byly pozorovány i protichůdné jevy, jako je například zvyšování alkality jezer (Aherne et al., 2006).

Zatímco zvýšení kyselosti sladkovodních ekosystémů obvykle vede k poklesu biodiverzity, zvýšená alkalita naopak může biodiverzitu podporovat. Z těchto důvodů je obtížné posoudit celkový vliv změny klimatu v souvislosti s acidifikací, protože rozdíly v přijímání a vylučování kyselých látek se liší na úrovni regionů (Heino et al., 2009).

### **3.3 Znečištění a toxické látky**

I přesto, že je míra antropogenního zatížení životního prostředí toxickými látkami monitorována a používání většiny toxických látek bylo omezeno nebo úplně zakázáno, mnohé z nich stále přetrvávají v půdách a sedimentech. Jsou tak součástí potravních řetězců nebo

absorbovány vodními organismy (Vives et al., 2005). Toxické látky totiž přetrvávají v životním prostředí dlouho, především díky jejich schopnosti akumulovat se v biomase organismů a pomalému rozkladu. Jedním z hlavních problémů souvisejících se změnou klimatu a kontaminací je reaktivace toxických látek. Reaktivace je proces přeměny ze stabilní nebo neaktivní formy na formu opět aktivní. Tato přeměna může být vyvolána například zvýšením teploty nebo změnou pH, přičemž klíčovým faktorem je rozsah této reaktivace. Rose et al. (2004) uvádí, že k reaktivaci těžkých kovů v povodí mohou přispívat bouřkové události a záplavy, které zvyšují erozi půdy. Uvedené procesy způsobují další kontaminaci, zejména v alpských a arktických sladkovodních ekosystémech (Whitehead et al., 2009).

Dále je také třeba vzít v úvahu pesticidy v povrchových a nadzemních vodách, přičemž Bloomfield et al. (2006) uvádějí, že změna teploty a změna intenzity a sezónnosti srážek výrazně ovlivňuje uvolňování a distribuci pesticidů do vodních toků. Pesticidy se také rychleji degradují ve vyšších teplotách vody. Tyto procesy mohou být také ovlivňovány dlouhodobými změnami ve využívání půdy, které mění způsob používání pesticidů. Toxicita pesticidů ve vodním prostředí se zvyšuje, pokud dochází k rapidnímu kolísání teplot (Verheyen et al., 2022). Současně byly v tkáních sladkovodních organismů, zejména v alpských a arktických jezerech, zjištěny vysoké koncentrace kovů, jako je rtuť (Hg) a olovo (Pb), a perzistentních organických látek, například polychlorovaných bifenylnů (PCB, Vives et al., 2004). Tento jev naznačuje, že tyto látky jsou schopny se transportovat v atmosféře na velké vzdálenosti a akumulovat právě v chladných klimatických podmínkách, kde dosahují významných koncentrací (Fernandez & Grimalt, 2003).

### **3.4 Degradace biotopů**

Degradace biotopů v souvislosti s klimatickou změnou představuje komplexní problém ovlivněný řadou vzájemně propojených faktorů. Mezi klíčové faktory patří těžba říčního písku a kácení lesů, které ovlivňují povrchový odtok vody a způsobují erozi. Eroze vede k transportu zvýšeného množství sedimentů do řek, které se následně usazují v záplavových oblastech. Tento sedimentační proces zvyšuje povrch záplavových oblastí, mění jejich charakter a funkce, což má negativní dopady na místní ekosystémy a habitaty. Změny v sedimentaci mohou způsobit, že záplavové oblasti se stanou méně vhodnými pro původní druhy rostlin a živočichů (Dudgeon et al., 2006).

Dalším významným faktorem jsou všudypřítomné modifikace proudění řek, například napřimování koryt, nebo stavba jezů a přehrad. Úpravy jsou nejvýraznější v oblastech s vysoce proměnlivými režimy proudění, jelikož v těchto oblastech je vysoká potřeba zásobování vodou a ochrany před povodněmi (Nilsson et al., 2005). Přehrady, které v roce

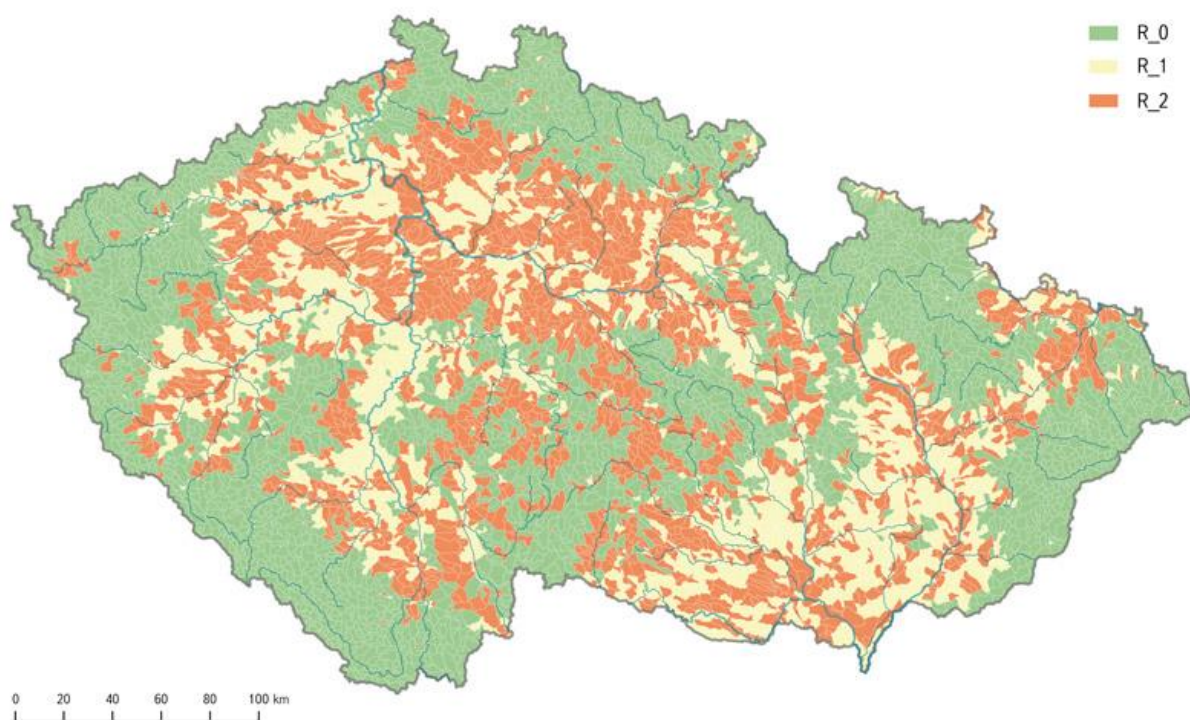
2000 zadržovaly 10 000 km<sup>3</sup> vody, což je pětinasobek objemu všech světových řek (Nilsson & Berggren, 2000), výrazně ovlivňují přirozený tok řek a zdraví přilehlých vodních ekosystémů. Evropská Rámcová směrnice pro vodní politiku (WFD), přijatá v roce 2000, se zavázala k nápravě degradace vodních ekosystémů a obnově řek a jezer do jejich přirozeného stavu. Tato snaha je nicméně často komplikována klimatickou změnou, která zahrnuje zvýšenou frekvenci povodní a sucha, čímž ztěžuje návrat ekosystémů do původního stavu. Od přijetí směrnice se členské státy snaží realizovat její principy a dosáhnout stanovených cílů týkajících se ochrany a udržitelného využívání vodních zdrojů v Evropě. Průběžný proces realizace a úsilí o obnovu vodních ekosystémů v souladu se směrnicí pokračuje, přičemž se musí brát v úvahu aktuální výzvy, včetně dopadů klimatické změny (Whitehead et al., 2009).

Rozsáhlý odběr vody způsobuje, že některé z největších světových řek během části roku zcela vysychají (Postel & Richter, 2003). Tyto hydrologické změny jsou dále zhoršovány globální změnou klimatu, která zvyšuje četnost povodní a sucha. To vede ke zvýšené aktivitě vodního inženýrství, které se snaží reagovat na tyto extrémní podmínky (Vörösmarty et al., 2000). Celkově klimatická změna a lidské zásahy do vodních toků vytvářejí synergický efekt, který způsobuje degradaci vodních biotopů. Tyto změny mají dalekosáhlé ekologické důsledky, které ovlivňují biodiverzitu a zdraví vodních ekosystémů po celém světě.

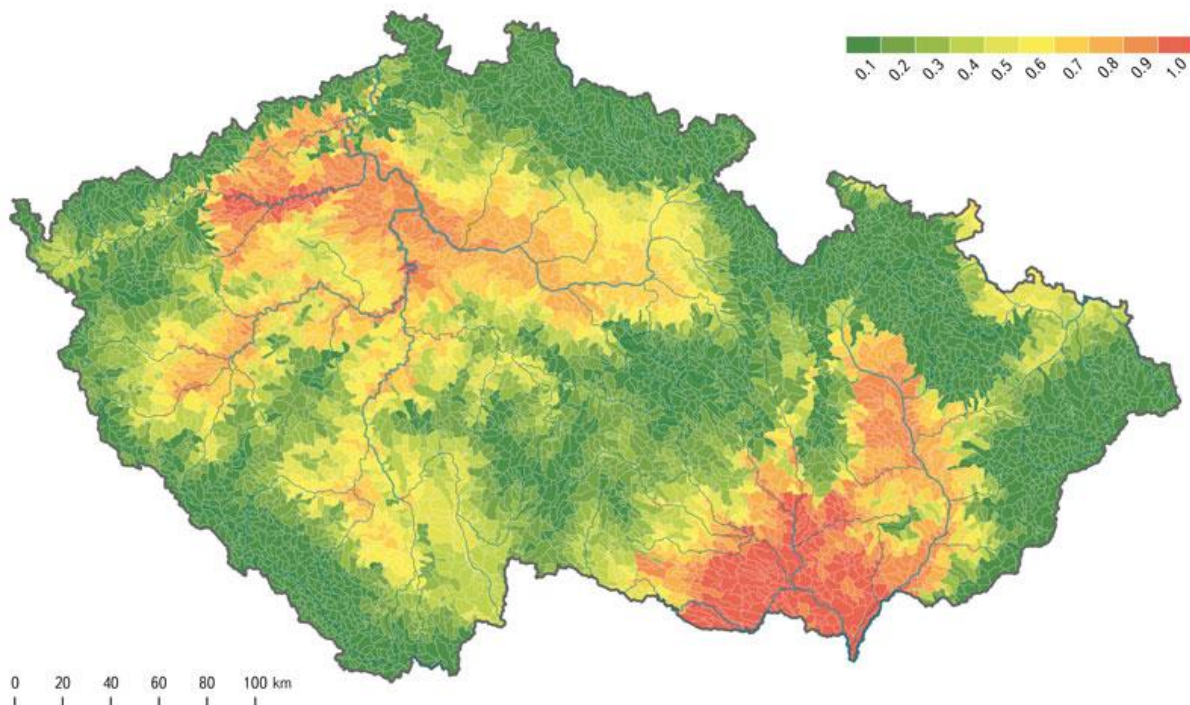
## 4 Změna klimatu v České republice

Česká republika je vnitrozemským státem s různorodým klimatem, které zahrnuje kontinentální prvky. Změna klimatu se v ČR projevuje několika způsoby. Od počátku 20. století se průměrná roční teplota v České republice stále zvyšuje. Tento trend způsobuje delší a teplejší letní období a kratší zimy. Zvýšení četnosti a intenzity extrémních povětrnostních jevů, jako jsou vlny veder, sucha, povodně a silné bouře, je stejně jako v Evropě stále častější. Tyto jevy mohou mít vážné důsledky pro zemědělství a lesnictví. Distribuce srážek se mění, což vede k suchým obdobím a zvýšenému riziku povodní v různých regionech. V zimě dochází k menšímu množství sněhových srážek, což ovlivňuje vodní zdroje a zásobování vodou. Změny klimatu v České republice mají negativní dopad na biologickou rozmanitost. Mnohé druhy rostlin a živočichů jsou ohroženy změnou jejich přirozeného prostředí. Šíření invazivních druhů, které se lépe přizpůsobují novým podmínkám, ohrožuje původní ekosystémy (Vávrová et al., 2023).

V České republice se nejvíce setkáváme s působením změny klimatu v podobě sucha. Období sucha se zde projevují hlavně poklesem hladiny vodních toků (Zahradkova et al., 2015). Podle nedávné studie je na 31,3 % území České republiky velké riziko (R2) vyschnutí vodního toku. Pro 23,3 % území se uvádí riziko střední (R1) a pro 45,3 % malé riziko (R0; Obrázek 1). Autoři také odvodili mapu deficitu srážek na území České republiky pro povodí IV. řádu podle toho, v kolika procentech případů převládá evapotranspirace nad srážkami (Obrázek 2). Data, která byla použita pro vytvoření těchto map, pocházejí z období let 1961–2011 a byla poskytnuta Českým hydrometeorologickým ústavem (Zahradkova et al., 2015).



Obrázek 1: Kategorizace území České republiky podle míry rizika vysychání drobných vodních toků; odvozeno od výsledků klasifikace lokalit metodou klasifikačního stromu; R\_0 malé riziko, R\_1 střední riziko, R\_2 velké riziko vysychání drobných vodních toků (Zahradkova et al., 2015); VTEI © 2024; licencováno Creative Commons BY-NC 4.0; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



Obrázek 2: Mapa deficitu srážek: kvantily rozdílů úhrnů srážek a evapotranspirace pro povodí IV. řádu; hodnota 0,1 odpovídá situaci, kdy evapotranspirace převládá nad srážkami v povodí v 0–10 % případů, tedy jen v nejsušších letech; hodnota 1 odpovídá situaci, kdy evapotranspirace převládá nad srážkami v povodí v 91–100 % případů (Zahradkova et al., 2015); VTEI © 2024; licencováno Creative Commons BY-NC 4.0; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>

## 5 Vliv globální klimatické změny na diverzitu a rozšíření vodního hmyzu

Reakce populací sladkovodních ekosystémů na globální změny klimatu doposud nebyly studovány tak důkladně, jako je tomu v případě populací terestrických či oceánských ekosystémů (Bush, 2013). Teplota a změna chemického složení vody ovlivňují fyziologické fungování druhů, a jejich produktivitu. Tím se mění distribuce populací, jejich velikost nebo třeba sezónní četnost (Doney et al., 2012). Organismy mohou na změny prostředí reagovat také pomocí behaviorálních a fyziologických reakcí. Pokud jsou podmínky příliš extrémní a organismy se jim nedokáží přizpůsobit, mohou migrovat, posunout svou fenologii, nebo může dojít až k jejich regionálnímu vyhynutí (Doney et al., 2012). Regionální ztráta druhů, které jsou citlivé na změnu, vede ke snížení stability a funkcí ekosystémů (Cadotte et al., 2012). Vzhledem k tomu, že diverzita sladkovodních druhů je ovlivněna zeměpisnou šířkou, lze očekávat, že různé skupiny organismů budou na klimatické změny reagovat hlavně změnou svého rozšíření do jiných zeměpisných šířek. Stále častěji přibývá pozorování posunů v distribuci nebo složení a struktuře společenstev (Comte et al., 2013). Účinky změny klimatu

působí nejen na změny druhové diverzity, ale také na úrovni diverzity genetické (Taubmann et al., 2011).

Klimatické změny ovlivňují ekosystémy různými směry a mají různé dopady. Mohou ovlivňovat nejprve základní úroveň potravního řetězce, což jsou primární producenti, jako rostliny a řasy. Tyto změny se následně šíří nahoru v potravním řetězci a ovlivňují organismy, které se těmito producenty živí. Tento efekt se označuje bottom-up (zdola nahoru). Existuje také efekt top-down (shora dolů), kdy klimatické změny mohou nejprve ovlivnit vyšší úroveň potravního řetězce, například predátory, kteří mohou zpětně ovlivňovat nižší úroveň potravního řetězce (Doney et al., 2012).

Studie Bush (2013) ukazuje, že klimatické faktory vysvětlují velkou část rozdílů v druhové diverzitě mezi společenstvy toků ve vyšších nadmořských výškách, což naznačuje, že společenstva horských toků mohou být ohrožena klimatickými změnami nejvíce. Klimatické změny tedy mají pravděpodobně větší dopad na druhovou diverzitu a složení společenstev ve vyšších nadmořských výškách než ve společenstvech nižších nadmořských výšek. Horské oblasti jsou zvláště citlivé na změny klimatu, jelikož v nich žijí druhy, které nemají tak vysokou toleranci k tepelným změnám a mají omezené schopnosti se přizpůsobit vertikální migrací. Vertikální migrace u horských druhů je omezená například z důvodů časté přítomnosti peřejí, nebo fyzických překážek, jako vodopády, strmé svahy nebo skalnaté úseky (Brown et al., 2007). Regiony s variabilitou stanovišť, které zahrnují různorodé klimatické podmínky, terén a dostupnost vody a živin, často vykazují výrazné změny ve složení ekosystémů jako reakci na měnící se klimatické podmínky (Bush, 2013).

Vodní hmyz v reakci na globální změnu klimatu může posunovat své areály do vhodnějších oblastí, například do vyšších nadmořských výšek nebo zeměpisných šířek. Další možností je genetická adaptace, fenologická změna nebo reakce prostřednictvím fenotypové plasticity, kdy organismy upravují své chování, morfologii nebo fyziologii v závislosti na měnících se podmínkách (Ficke et al., 2007). Některé druhy však nemohou migrovat, adaptovat se nebo reagovat prostřednictvím fenotypové plasticity. Takové druhy bývají často endemické nebo mívají omezený areál a čelí tak globální extinkci (Ficke et al., 2007). Reakce na klimatické změny jsou druhově specifické a obecně platí, že druhy preferující studené vody jsou ovlivňovány spíše negativně a druhy preferující teplé vody spíše pozitivně. Je důležité, aby byly zachovány, případně obnoveny, koridory spojující vhodná stanoviště, což druhům umožní přizpůsobit se měnícím se klimatickým podmínkám (Bonacina et al., 2023). Druhy žijící ve stojatých vodách obývají méně stabilní prostředí než druhy žijící v tekoucích vodách, a proto si vyvinuly efektivnější schopnosti šíření. Tyto efektivní strategie šíření usnadnily kolonizaci odledněných oblastí lentickými druhy po poslední době ledové (Hof et

al., 2008). Proto lze u lentických druhů vodního hmyzu předpokládat lepší schopnost adaptace na měnící se prostředí, a tím i menší zranitelnost ve vztahu ke klimatické změně. Tato hypotéza však nebyla prozatím spolehlivě testována.

## 5.1 Posun distribuce

Distribuce může být teplotou ovlivňována jak pozitivně, a to zvýšením rozšíření, tak negativně, snížením rozšíření. Změna teploty může způsobovat migraci vodního hmyzu do severnějších oblastí, nebo částí řek, které předtím pro ně neposkytovaly vhodné podmínky prostředí. Druhy, které preferují chladná stanoviště v nejsevernějších oblastech, mohou mít ale potíže s nalezením vhodných teplotních podmínek, aby se vyhnuly novým stresujícím teplotním podmínkám způsobených změnou klimatu (Wrona et al., 2006). Pokud mají bezobratlé organismy omezené možnosti reagovat na změny klimatu prostřednictvím migrace nebo dostupnosti vhodných prostředí, existuje zvýšené riziko lokálního vyhynutí. Jedním z omezení může být disperzní kapacita, kdy Odonata jsou považovány za skupinu s výbornými disperzními schopnostmi a mají tak výhodu oproti jiným skupinám vodního hmyzu (Hershkovitz et al., 2015). V případě, že rychlost změny klimatu překonává schopnost druhů se přizpůsobit, můžeme očekávat, že rychlé změny klimatu povedou k celkovému poklesu druhové rozmanitosti, kdy se v jednotlivých společenstvech budou převážně vyskytovat populace s vysokou tolerancí k různým klimatickým podmínkám (Ficke et al., 2007). Zvyšující se teploty mohou podpořit rozšíření eurytermálních generalistických druhů, což povede k většímu rozšíření těchto méně specializovaných společenstev vodního hmyzu (Bonacina et al., 2023).

Vážky jsou výhradně predátoři, kteří dávají přednost teplejšímu prostředí. Díky tomu, že umí rychle kolonizovat nová prostředí a mají široké spektrum potravy, mají značnou výhodu v adaptaci na nové teplotní podmínky (Flenner et al., 2009). Distribuce vážek je z velké části ovlivněna klimatickými faktory, což je činí užitečnými indikátory reakcí na klimatické změny. Přestože obecně pozorujeme trend zvětšování areálů rozšíření druhů, druhy severních oblastí vykazují posun svých jižních hranic tím, že rozšíří svou distribuci na sever, jako bylo pozorováno například u druhů ze skupiny Odonata *Coenagrion hastulatum* a *Somatochora arctica*. U jiných “severních“ druhů klesá velikost jejich areálu rozšíření, například *Aeshna caerulea* a *Leucorrhinia dubia* (Heino et al., 2009). Hickling et al. (2006) tvrdí, že i další skupiny vodního hmyzu by mohly reagovat na změnu klimatu podobnými distribučními posuny jako Odonata. Tento trend je u vážek pozorován globálně. Například australské druhy jako *Dendroaeschna conspersa*, *Cordulephya pygmaea*, *Nannophlebia risi*, *Pseudagrion ignifer* a *Rhadinosticta simplex* preferují teplejší prostředí a jejich populace klesají s rostoucí zeměpisnou šířkou nebo nadmořskou výškou. Naopak druhy jako *Synthemis eulephyha*



a *Austrolestes cingulatus* se častěji vyskytují ve vyšších nadmořských výškách, což naznačuje jejich přizpůsobení chladnějším podmínkám. Studie Bush et al. (2013) potvrdila, že změny v rozšíření vážek jsou úzce spojeny s klimatickými změnami. Díky jejich schopnosti šíření na dlouhé vzdálenosti mohou dobře reagovat na klimatické změny, schopnost disperze je ale druhově specifická (Dolný et al., 2014; Harabiš & Hronková, 2020), což naznačuje různou zranitelnost zástupců v rámci tohoto řádu. Některá dlouhodobá pozorování ukazují, že severní hranice rozšíření se u 37 druhů vážek posunula v průměru o 74 km (Hickling et al., 2005). Toto pozorování bylo provedeno mezi lety 1960–1970 a 1985–1995 v Británii. Další studie, která byla provedena ve Švédsku, zaznamenala změny ještě výraznější. Druh *Anax imperator* (Anisoptera) rozšířil svou distribuci až o 88 km (Flenner & Sahlén, 2008). I některé menší druhy, například *Sympetma fusca* (Zygoptera), posunují svou distribuci. Konkrétně u druhu *Sympetma fusca* byl pozorován posun v průměru o 15 km (Flenner & Sahlén, 2008). Dalším druhem je *Erythromma viridulum* (Zygoptera), který se v průměru rozšířil o 28 km (Watts et al., 2010). Tato rozmanitost v reakcích na klimatické změny poukazuje na význam vážek jako indikátorů klimatických změn (Bush, 2013). Snahu druhů přizpůsobit se novým podmínkám však může omezovat spousta faktorů, jedním z nich jsou například změny v krajině. Vážky totiž mohou mít specifické nároky na prostředí, ve kterém žijí (Hassall & Thompson, 2008).

U jepic (Ephemeroptera) mohou být trendy jiné. Podle Ramulifho et al. (2020) jejich distribuce klesá se stoupající nadmořskou výškou a zároveň ve směru od rovníku k pólům kvůli dostupnosti vhodných stanovišť. Také zjistili, že u pěti ze šesti pozorovaných druhů jepic klesala početnost v reakci na zvyšující se teplotu. Jejich prahová hodnota byla 19 °C. Konkrétně šlo o druhy *Baetis harrisoni*, *Nigrobaetis* sp., *Euthraulius elegans*, *Baetis* sp., *Dabulamanzia media*. Druh *Caenis* sp. (Caenidae) vykazoval termofilní odpověď (Ramulifho et al., 2020). Celkově je v této studii naznačeno, že 83 % druhů z řádu Ephemeroptera preferuje chladné vody.

Z celkových 1173 studovaných evropských druhů chrostíků (Trichoptera) bylo 176 specializovaných na prameny. To z nich dělá druhy potenciálně vysoce ohrožené, protože druhy obývající prameniště se nemohou dále posouvat proti proudu v případě celkového zvýšení teploty (Hering et al., 2009). Chrostíci se tedy jeví v kontextu klimatické změny velmi ohroženou skupinou. Podobně by tomu mohlo být i u dvoukřídlých (Diptera). Niedrist & Füreder, (2021) například říkají, že horská bentická společenstva pakomárovitých (Chironomidae) se v posledních deseti letech přesunula do vyšších nadmořských výšek. Diptera obecně obývají mnohem širší škálu biotopů, než je tomu v případě chrostíků, proto se dá předpokládat, že jejich zranitelnost vůči klimatické změně nebude tak vysoká.



## 5.2 Změna diverzity

Složení společenstev bezobratlých se mění s teplotou jak na lokálních, tak na regionálních geografických úrovních. Teplota ovlivňuje selekci druhů ve vodních ekosystémech. S rostoucí teplotou podél výškových a zeměpisných gradientů se podle Castella et al. (2001) zvyšuje druhová bohatost. Tento trend prokázali mimo jiné i ve studii potoků, které jsou napájeny ledovci po celé Evropě. V povodí řeky Pád v Itálii byl identifikován výrazný výškový vzorec ve složení společenstva bezobratlých. Společenstva ve vysokohorských stanovištích byla převážně tvořena druhy z řádů Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera a Diptera, zatímco společenstva v nížinách zahrnovala hlavně řády mimo hmyz.

Extrémní teploty pak způsobují pokles počtu druhů a velikosti populací, což vede ke změnám ve složení společenstev (Bonacina et al., 2023). Teplota může také měnit diverzitu prostřednictvím evoluce. Vznikají tak teplotní rozdíly v populacích stejného druhu. Podle Mckie et al. (2004a) se populace pakomárů (Chironomidae, Diptera), konkrétně druhy *Echinocladius martini* a *Australopelopia prionopectera*, v tropických a mírných oblastech liší v době vývoje. Populace *E. martini* se navíc liší v produkci vajíček, která je větší u populace žijící v mírném podnebí, a ve velikosti těla. To naznačuje, že teplota napomáhá diferenciaci populací pakomárů a může vést ke speciaci. Naproti tomu Herzog & Hadrys (2017) zkoumali genetickou diverzitu populace vážek *Orthetrum coerulecens* (Libellulidae) ve Francii během 20 let. Zjistili dramatický pokles genetické diverzity, způsobený zvýšením teploty vody a degradací břehové vegetace. Reakce jednotlivých skupin na změny teplot se tím pádem mohou lišit.

Důkazem může být také reakce populací na tání ledovců, které způsobuje fragmentaci ekosystémů a tím i populací. Omezuje se tak genový tok a dochází ke ztrátě genetické diverzity. Jordan et al. (2016) ve své studii zjistili, že populace pošvatek druhu *Lednia tumana* (Nemouridae) v Národním parku Glacier (USA) vykazovaly sníženou genetickou diverzitu a zvýšenou genetickou izolaci v důsledku ústupu ledovců. A ve studii Jooste et al. (2020) zase pozorovali, jak fluktuace vodní hladiny rybníků ovlivňuje diverzitu a denzitu populací skupin Coleoptera, Odonata a Hemiptera. K fluktuacím vodní hladiny může docházet vlivem zvýšených teplot vzduchu a výskytu sucha. Zjistili pouze malý vliv kolísání hladiny na početnost a diverzitu vodního hmyzu, přičemž významná byla pouze v početnosti u skupiny Coleoptera. Početnost vodních brouků byla mnohem menší v rybnících, které mají vysoký stupeň fluktuace hladiny oproti jiným skupinám. Jooste et al. (2020) proto považuje Coleoptera za skupinu velmi citlivou na fluktuaci hladin. U většiny evropských druhů, zejména z řádů Plecoptera, Ephemeroptera a Trichoptera, se předpokládá pokles genetické

diverzity. Tyto předpoklady jsou zjevné ze studií variability mitochondriální DNA (Bálint et al., 2011).

### **5.3 Změny tepelné tolerance**

Adaptace na určitý teplotní rozsah určuje, kde a jaké druhy mohou přežívat a prosperovat. Například některé druhy preferují chladnější vody, zatímco jiné jsou přizpůsobeny teplejším vodám. Tento proces zonace je důležitým faktorem v ekologii, protože ovlivňuje rozložení biodiverzity a dynamiku společenstev v různých typech habitatů (Bonacina et al., 2023). Populace tropických druhů mají často vyšší tepelné limity než populace druhů z mírných oblastí. Na druhou stranu ale mají tropické populace užší teplotní rozmezí a menší genetický tok mezi populacemi, to je činí zvláště zranitelnými vůči rychlým změnám teploty (Polato et al., 2018). Čím vyšší je u vodního hmyzu vnitrodruhová diverzita tepelné tolerance, tím více jsou druhy chráněny před účinky změny klimatu (Dewenter et al., 2024).

Toto tvrzení může být podloženo tzv. „hypotézou variability klimatu“, která mimo jiné říká, že rozsah teplot, které organismy tolerují, koreluje s ročním rozsahem teplot, který druh zažil během evoluce. Tato hypotéza byla potvrzena mnohými studiemi (Dewenter et al., 2024; Polato et al., 2018). Organismy, které se vyvíjely v prostředí s úzkými rozsahy teplot, například v tropech, by měly mít obecně užší tepelné tolerance než organismy, které se vyvíjely v oblastech s širokými rozsahy teplot, například v horách (Dewenter et al., 2024).

### **5.4 Změna interakcí mezi organismy**

Globální změna klimatu obecně ovlivňuje interakce mezi různými druhy v ekosystému. Změna v distribuci druhů vlivem zvyšování teplot může vést k novým interakcím predace nebo konkurence. V severnějších místech se bude najednou nacházet větší počet druhů i organismů, tudíž se bude zvyšovat jak vnitrodruhová, tak mezidruhová konkurence. Konkurence se může zvyšovat také vlivem toho, že biotopy vysychají v oblastech, kde je málo srážek. To způsobuje, že druhům ubývají vodní stanoviště a potravní zdroje nutné pro přežití (Ficke et al., 2007). Dále může dojít k tomu, že budou původní druhy například více predovány nově příchozími, nebo naopak původní druhy mohou nacházet více potravy mezi těmi, které zde posunuly svou distribuci (Ficke et al., 2007).

Vysoké teploty mohou nepřiměřeně ovlivnit organismy na vyšších trofických úrovních, které jsou citlivější na změny energetických toků v potravní síti (Gilman et al., 2010). Predátoři mohou být teoreticky zranitelnější vůči rostoucím teplotám než jejich kořist. Role vážek jako predátorů ve sladkovodních ekosystémech pravděpodobně zůstane stejná (McPeck, 1998), ale nové konkurenční interakce mezi vážkami mohou způsobit buď rychlejší

úbytek, nebo pomalejší rozšiřování areálu některých druhů (Suhling & Suhling, 2013). Výsledky studie provedené McKie & Pearson (2006), která zkoumala vliv teploty na predaci druhu *Australopelopia prionopectera* (Chironomidae, Diptera) ukázaly, že míra predace zůstala konstantní při různých teplotách (12, 18 a 26 °C). To naznačuje, že u bezobratlých s širokým rozsahem fyziologických tolerancí nemusí být vztah mezi predátorem a kořistí ovlivněn změnami teploty. Když byli jedinci *Isonychia* sp. (Isonychiidae, Ephemeroptera) vystaveni teplotnímu šoku (33 °C po dobu 30 minut) a zároveň byli vystaveni predátorům, jejich úmrtnost byla podobná jako u kontrolní skupiny, která byla udržována při nižší teplotě (14 °C). Vysoké teploty tedy nezměnily míru predace těchto jedinců ve srovnání s kontrolními podmínkami. To naznačuje, že krátkodobé zvýšení teploty nemělo významný dopad na jejich přežití v přítomnosti predátorů (Sherberger et al., 2011). Naopak Smolinský & Gvoždík (2014) zjistili, že během denních teplotních extrémů se míra predace vážek na larvách čolců snížila, i přesto, že byl pozorován zvýšený pohyb larev vážek, které jsou jejich predátory. Tyto dynamiky budou klíčové pro pochopení toho, jak klimatická změna ovlivní rozšíření a diverzitu vážek v různých sladkovodních ekosystémech.

V boreálních sladkovodních systémech jsou interakce mezi predátory a kořistí obzvláště citlivé na tepelné změny kvůli jednodušší potravní síti a přítomnosti stenotermních druhů (Bonacina et al., 2023). Vysoká teplota může snížit schopnost larválních stádií chrostíků stavět své schránky kvůli vysokým energetickým nákladům. Tento jev zvyšuje jejich náchylnost k predátorům, protože schránky slouží jako úkryty a ochrana proti predátorům (Mondy et al., 2011). Také Rogowski & Stewart (2015) pozorovali u druhu *Leptonema* sp. (Hydropsychidae) snížené stavění úkrytů a zvýšenou mortalitu při teplotě 22 °C. To naznačuje, že vyšší teploty negativně ovlivňují schopnost vybudovat si účinnou ochranu, což vede k vyššímu riziku úmrtí.

## 5.5 Fenologické změny

Vodní hmyz může využívat různorodé strategie proti extrémním nebo nepříznivým podmínkám prostředí. Takové strategie, jako například vytváření rezistentních vajíček nebo období diapauzy, druhům napomáhají efektivně reagovat na změny teplot nebo dostupnost potravy (Verberk et al., 2008). Diapauza je klidové stadium, během kterého jsou fyziologické a metabolické funkce hmyzu zpomaleny. Toto stadium je zásadní pro přezimování a řízení časových přechodů mezi vývojovými stadii a zvýšením populace hmyzu. Změny klimatu mohou ovlivnit načasování diapauzy (Bhagarathi & Maharaj, 2023).

Kolísání teplot způsobuje nesoulad v načasování fenologických událostí (Ficke et al., 2007). Klimatické změny tedy způsobují posuny v sezónních aktivitách organismů, což

narušuje ekosystémy a vztahy mezi různými organismy. Fenologické posuny ovlivňují, kdy se jednotlivé druhy rozmnožují nebo migrují. Druhy, které jsou na sobě vzájemně závislé, mohou začít vykazovat asynchronii, tedy nesoulad v načasování svých aktivit. Asynchronie mezi interagujícími druhy vodního hmyzu v důsledku klimatických změn může mít vážné ekologické dopady, včetně narušení potravního řetězce, reprodukční úspěšnosti a složení společenstev. Nesoulad v načasování výskytu kořisti a přítomnosti predátorů ovlivňuje přežití a reprodukci predátorů, jejich larvy mohou hladovět kvůli nesouladu s potravními zdroji (Cohen et al., 2017). Reprodukční úspěšnost může být ohrožena nesouladem v načasování rozmnožování. Ektoparaziti mohou hledat hostitele v době, kdy tito hostitelé ještě nejsou aktivní. Ekologické interakce jsou narušeny, pokud různé druhy reagují na klimatické změny různě rychle, což mění složení společenstev. Některé druhy se mohou adaptovat prostřednictvím evolučních změn nebo migrace do nových oblastí, což dále destabilizuje vodní ekosystémy. Bylo zjištěno, že ve středních zeměpisných šířkách je hlavním řídicím faktorem fenologických reakcí teplota, zatímco v nižších zeměpisných šířkách jsou důležitější srážky (Cohen et al., 2017).

Velikost těla organismů hraje při změnách fenologie důležitou roli, protože větší živočichové vykazují pod tlakem klimatické změny menší fenologické posuny než ti menší. Větší organismy mají menší poměr povrchu těla k objemu, což jim ztěžuje regulaci teploty a metabolických procesů. Naopak menší organismy mohou lépe regulovat svou teplotu a metabolické procesy, což jim umožňuje rychlejší rozmnožování a evoluční reakce na změny v prostředí (Thackeray et al., 2016). Fenologie bezobratlých je více závislá na teplotě prostředí než fenologie obratlovců kvůli rozdílům v termoregulaci. Bezobratlí jsou ektotermní živočichové a jejich tělesná teplota se odvíjí od okolní teploty, což přímo ovlivňuje jejich biologické procesy. Obratlovci jsou spíše endotermní a udržují si stálou tělesnou teplotu prostřednictvím vnitřních metabolických procesů, takže jsou méně ovlivněni změnami teploty prostředí. Bylo také zjištěno, že fenologie býložravého vodního hmyzu je více závislá na teplotních změnách prostředí než u masožravého vodního hmyzu, pravděpodobně proto, že fenologie býložravců reaguje na posuny rostlinné fenologie (Thackeray et al., 2016).

Teplota ovlivňuje celkovou délku vývojového období, počet ročních generací a načasování líhnutí a dospívání (Woods et al., 2022). Druhy mohou mít různé počty generací organismů za rok. Podle toho je můžeme rozdělit do skupin. První skupinou jsou semivoltinní druhy, které vyprodukují méně než jednu generaci za rok, tedy jednu generaci za několik let. Univoltinní druhy vyprodukují právě jednu generaci za rok. Bivoltinní mají dvě generace a trivoltinní tři generace za rok. Dále můžeme vymezit druhy polyvoltinní, které mají více než tři generace za rok (Braune et al., 2008). Dřívější tání sněhu v souvislosti s nárůstem teploty může

způsobovat, že se druhy vodního hmyzu dříve vylíhnou a začnou být dříve aktivní, to dále ovlivňuje jejich životní cykly nebo také interakce s dalšími druhy (Ficke et al., 2007). Některé druhy vykazují schopnost změny voltinismu v reakci na měnící se teplotní podmínky, protože zvýšení teploty vede ke kratší době vývoje, což bylo pozorováno například u jepic. Pokud dojde ke zvýšení teplot, jsou některé druhy ze skupin Plecoptera a Ephemeroptera, například *Leuctra nigra* (Leuctridae), nebo *Ephemera danica* (Ephemeridae), schopné přejít ze semivoltinismu na univoltinismus, což poukazuje na jejich vysokou fenotypovou plasticitu (Everall et al., 2014). Některé Plecoptera (např. *Nemoura cinerea*) jsou schopny přejít z univoltinního do semivoltinního životního cyklu, pokud jsou jejich vajíčka vystavena nízkým teplotám, konkrétně 10 °C (Bonacina et al., 2023). Také skupině Odonata umožňují teplejší podmínky prostředí dokončit více životních cyklů za rok. To vede k vyššímu voltinismu (Flenner et al., 2009). Vážky také reagují na vyšší teploty dřívějším líhnutím vajíček.

Protože je plodnost u vodních bezobratlých úměrná velikosti těla samic, dochází vlivem klimatické změny k trade-off mezi rozmnožováním a růstem. Vysoké teploty totiž snižují schopnost organismů využívat zdroje z okolí a snižuje se tím dostupnost energie potřebné k produkci vajíček. Například u druhu *Ischnura elegans* (Zygoptera) navíc ve vyšších teplotních podmínkách dochází k rychlejšímu líhnutí vajíček a zároveň k jejich větší mortalitě (Bouton et al., 2011). Každý druh má optimální teplotu pro rozmnožování, líhnutí vajíček a jejich vývoj. Tato optimální teplota podporuje vysoký reprodukční úspěch, největší vajíčka, vyšší úspěch líhnutí a největší potomstvo (Bovill et al., 2014). Nižší teploty oddalují líhnutí a prodlužují dormanci a vyšší teploty mají negativní vliv na přežívání vajíček a fitness (Starr & McIntyre, 2019).

## 5.6 Změny v metabolismu

U bezobratlých se zvyšuje potřeba dýchání se zvyšující se teplotou vody (Begström et al., 2010). Je to způsobeno tím, že při vyšších teplotách je celkově zvýšená potřeba energie pro metabolismus. Například *Leuctra hippopus* (Leuctridae) dokáže udržet stejnou rychlost dýchání nezávisle na koncentracích kyslíku v prostředí. Ale například *Isoperla spp.* (Perlodidae) se zvyšující se teplotou potřebuje větší množství kyslíku k dýchání. Tato zvyšující se potřeba koreluje s velikostí druhů (Kim et al., 2017). Například druh ze skupiny Diptera *Chironomus anthracinus* (Chironomidae), při zvýšení teploty z 2 °C na 20 °C, má schopnost přejít na částečně anaerobní metabolismus. Vyšší náklady na získávání kyslíku v teplejší vodě a větší energetické nároky na udržení velkých těl v teplejším prostředí významně ovlivňují velikost dospělých jedinců (Bonacina et al., 2023). Například u skupiny Coleoptera však menší koncentrace rozpuštěného kyslíku nemá významný vliv na jejich

diverzitu a distribuci, protože druhy této skupiny živočichů jsou závislé spíše na atmosferickém kyslíku (Jooste et al., 2020). To však platí pouze pro dospělé, larvy z řádu Coleoptera dýchají rozpuštěný kyslík ve vodě žábrami, nebo dýchají pomocí difúze kyslíku přes kůži.

Může také docházet k předčasné dospělosti vlivem zrychlení metabolismu při vyšších teplotách, což vede k nižší investici zdrojů do růstu. Při nízkých teplotách je naopak metabolismus zpomalován a investuje se energie do růstu tkání (Bonacina et al., 2023). Při vysokých teplotách jsou samice v dospělosti menší než samci, což naznačuje, že energie obvykle vynaložená na růst je místo toho použita na reprodukci (Mckie et al., 2004b). Tato skutečnost byla pozorována u vážek druhu *Ischnura elegans* (Zygoptera). Naopak jiné výzkumy ukazují, že teplota nemá vliv na rozdíly mezi pohlavími a že klíčovými faktory jsou spíše pohlavní výběr nebo plodnost (Encalada et al., 2019).

Vyšší teploty také způsobují, že organismy potřebují více energie pro udržení metabolismu, což způsobuje větší spotřebu potravy. Takže při zvýšených teplotách mohou organismy hledat kvalitnější potravu, například živočišného původu, nebo si vybírat spíše řasy místo detritu. Tímto způsobem se vyrovnává se zvýšenými energetickými nároky například druh chrostíka *Hydropsyche betteni* (Hydropsychidae, Bonacina et al., 2023). Ve své studii Péry & Garric (2006) zjistili, že druh pakomára *Chironomus riparus* (Chironomidae) nebo třeba druh skupiny Odonata *Mesogomphus lineatus* (Anisoptera) nevykazuje žádné změny ve způsobu získávání a příjmu potravy v závislosti na teplotě. Obecně se rychlost získávání a příjmu potravy s teplotou zvyšuje (McCauley et al., 2018).

Souvislosti na metabolické úrovni jsou však mnohem komplexnější. Teplota ovlivňuje také regulaci osmotických a iontových koncentrací v hemolymfě bezobratlých. Vysoké teploty mohou zvyšovat metabolickou aktivitu a potřebu iontů, což může překročit kapacitu osmoregulačních mechanismů larev. Schopnost udržovat nízké koncentrace chloridových a sodných iontů při nízké teplotě, larvám umožňuje úspěšně dokončit svůj vývojový cyklus (Bonacina et al., 2023). Vysoké teploty tuto schopnost narušují, což vede k negativním důsledkům pro přežití a vývoj larev. Colburn (1983) ve své studii zjistil, že larvy chrostíka *Limnephilus assimilis* (Limnephilidae) jsou schopné dokončit svůj vývoj při nízké teplotě, i když jsou vystaveny širokému rozmezí slanosti (0–25 %). To je možné díky tomu, že larvy dokážou udržovat nízké koncentrace chloridových a sodných iontů v buňkách, což je klíčové pro jejich osmoregulaci. Naopak při vysokých teplotách, larvy *L. assimilis* ztrácejí schopnost účinně kontrolovat příjem chloridových iontů. To vede k narušení osmoregulace, což má za následek nižší přežití a sníženou schopnost dokončit svůj larvální vývoj (Bonacina et al., 2023).

## 5.7 Změny genové exprese

Ačkoli reakce organismů na teplotu mohou být způsobeny fenotypovou plasticitou, rozdíly v reakcích napříč různými zeměpisnými šířkami (od rovníku k pólům) mohou být ovlivněny také genetickými faktory (Horne et al., 2015). Stresové prostředí může mít na bezobratlé různé účinky. Při oteplení může například dojít k expresi genů kódujících HSP (heat-shock proteiny), což je spojeno s regulací genové exprese. Tyto proteiny jsou produkovány jako reakce na stresové podmínky, jako je například právě vysoká teplota. Několik studií naznačuje, že změny prostředí mohou ovlivnit expresi několika genů u bezobratlých, včetně HSP (Lencioni et al., 2013). Studium genové exprese jedinců by mohlo hrát důležitou roli pro pochopení dalších vztahů mezi vlivy prostředí a reakcemi druhů vodního hmyzu.

Martín-Folgar et al. (2015) zkoumali expresi genů u dvoukřídlého druhu *Chironomus riparius* (Chironomidae) během tepelného stresu. Zjistili zvýšenou expresi několika HSP, jako jsou HSP23, HSP24 a HSP34, avšak k transkripci genů pro HSP22 nedocházelo. U dvoukřídlých, kteří byli vystaveni teplotnímu šoku, byla pozorována aktivace genů zapojených do glukoneogeneze a glykogenolýzy (Teets et al., 2013). Studie dále zahrnovala druh pakomára *Belgica antarctica* (Chironomidae), který byl vystaven jak teplému, tak chladovému šoku. Výsledky ukázaly, že hmyz žijící v extrémních teplotních podmínkách využívá své energetické zásoby v podobě karbohydrátů, což mu umožňuje rychlé metabolické reakce.

Dále byl zkoumán druh jepice *Neocloeon triangulifer* (Baetidae) v souvislosti s reakcí na stresové podmínky související s teplotou (Chou et al., 2018). Larvy tohoto druhu, které se vyvíjely při teplotě 30 °C, měly zvýšenou transkripci genů pro HSP. Nedocházelo však ke zvýšení transkripce genů, které se uplatňují při nedostatku kyslíku. Chou et al. (2018) tedy naznačují, že teplotní limit, při kterém se zvyšuje exprese genů, pravděpodobně není určen dostupností kyslíku, ale spíše teplotou.

U stenotermních druhů, jako jsou druhy pošvatek z rodu *Lednia* (Nemouridae) byla studována reakce na stresové podmínky související s teplotou. Studované druhy pocházely z prostředí, kde se přirozeně vyskytují. Byla u nich pozorována zvýšená transkripce genů pro HSP70, což naznačuje, že se nevyskytují v optimálním prostředí. Může to být zapříčiněno biotickými interakcemi nebo dostupností zdrojů (Hotaling et al., 2020). Podobně jako u rodu *Lednia*, u druhu chrostíka *Crunoecia irrorata* (Lepidostomatidae) byla pozorována zvýšená transkripce genů pro HSP70, což indikuje, že se pravděpodobně nenachází v optimálním prostředí a jsou limitováni biotickými faktory nebo dostupností zdrojů (Hotaling et al., 2020). Rozšíření druhů v chladném prostředí pravděpodobně znamená i jejich přizpůsobení se daným podmínkám (Bonacina et al., 2023).

## Závěr

Globální klimatická změna má značný vliv na diverzitu a rozšíření vodního hmyzu, což má dalekosáhlé důsledky pro sladkovodní ekosystémy. Představuje tak významnou hrozbu pro biodiverzitu a ekologickou stabilitu sladkovodních ekosystémů. Pochopení těchto procesů a zavedení účinných ochranných opatření jsou klíčové pro zajištění dlouhodobé udržitelnosti těchto kritických přírodních zdrojů.

Jedním z nejvýznamnějších trendů je posun geografického rozšíření druhů. Teplomilné druhy vodního hmyzu se začínají objevovat v oblastech, kde dříve nebyly přítomny, zatímco druhy adaptované na chladnější podmínky ustupují na sever nebo do vyšších nadmořských výšek. Tyto trendy byly pozorovány především u některých druhů z řádů Plecoptera a Odonata. Tento posun má za následek změny v místních ekosystémech, kde nové druhy mohou ovlivnit existující ekologické interakce a dynamiku potravních sítí.

S déle trvajícím změnou klimatu diverzita vodního hmyzu klesá. Změny v teplotních režimech a sezónních srážkách vedou k posunům v načasování klíčových biologických procesů, jako je líhnutí, růst a reprodukce. Tento trend byl pozorován zvláště u Odonata a Diptera, kde je pokles diverzity spojen s narušením jejich habitatů a ztrátou biologické rozmanitosti. Zároveň u nich bylo zaznamenáno zkrácení životních cyklů a urychlení metabolismu, což může narušit synchronizaci mezi predátory a kořistí.

Reakce na měnící se klima se liší mezi taxony. Brouci jsou citliví na kolísání hladiny vody, chrostíci na úbytek vhodných biotopů. Larvy chrostíků jsou vysoce citlivé na vysoké teploty, kdy se jim zvyšuje energetická potřeba pro přežití a snižuje se schopnost stavby schránek. Některé druhy chrostíků mění typ potravy v závislosti na teplotě, aby se vypořádali se zvýšenou potřebou energie pro metabolismus. Tím lépe reagují na měnící se teploty. Naopak u skupin Odonata a Diptera bylo zjištěno že nemění typ potravy se zvyšující se teplotou.

U vážek pozorujeme snížení diverzity vlivem zvýšených teplot. Mají také schopnost měnit svůj voltinismus v závislosti na teplotě. U vážek, jepic a pošvatek mají teplotní extrémy spíše negativní vliv na univoltinní druhy, zatímco jisté zvýhodnění se vyskytuje u multivoltinních druhů. Stejně tak u pošvatek pozorujeme změny voltinismu v závislosti na teplotě a výjimkou není ani skupina jepic. U ostatních skupin neexistuje dostatek údajů o vlivu vysokých teplot na jejich vývojové cykly a mohlo by to být předmětem dalšího výzkumu.

Skupiny vodního hmyzu, které jsou obecně závislé na rozpuštěném kyslíku, jsou ohroženější ve srovnání s těmi, které dýchají atmosférický kyslík, neboť se zvyšující se teplotou rozpustnost kyslíku ve vodě klesá. Zároveň jsou větší druhy více ohrožené z důvodu větší fyziologické potřeby rozpuštěného kyslíku.



Výše uvedené změny podtrhují důležitost monitorování a ochrany sladkovodních ekosystémů. Je nezbytné zaměřit se na ochranu habitatů a podporu druhové diverzity, aby se minimalizovaly negativní dopady klimatických změn. Zlepšení ochranných opatření, jako jsou vytvoření chráněných oblastí a obnova degradovaných biotopů, může pomoci udržet stabilitu a zdraví sladkovodních ekosystémů.

Budoucí výzkum by měl být zaměřen na dlouhodobé monitorování změn v diverzitě a distribuci vodního hmyzu, aby bylo možné lépe pochopit dynamiku těchto změn a jejich ekologické důsledky. Dále je důležité zkoumat interakce mezi klimatickými změnami a dalšími antropogenními faktory, jako je znečištění a eutrofizace, které mohou synergicky ovlivňovat sladkovodní ekosystémy.

## SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Aga, A. O., Melesse, A. M., & Chane, B. (2018). Estimating the Sediment Flux and Budget for a Data Limited Rift Valley Lake in Ethiopia. *Hydrology*, 6(1), 1. <https://doi.org/10.3390/hydrology6010001>
- Aherne, J., Larssen, T., Cosby, B. J., & Dillon, P. J. (2006). Climate variability and forecasting surface water recovery from acidification: Modelling drought-induced sulphate release from wetlands. *Science of The Total Environment*, 365(1), 186–199. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.041>
- Allan, J. D. (1995). *Stream Ecology*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-0729-7>
- Allan, J. D., Palmer, M. A., & Poff, N. L. (2005). Climate change and freshwater ecosystems. In T. E. Lovejoy & L. Hannah (Eds.), *Climate Change and Biodiversity* (pp. 272–290). Yale University Press.
- Bálint, M., Domisch, S., Engelhardt, C. H. M., Haase, P., Lehrian, S., Sauer, J., Theissing, K., Pauls, S., & Nowak, C. (2011). Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change*, 1, 313–318. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1191>
- Begström, I., Kortelainen, P., Sarvala, J., & Salonen, K. (2010). Effects of temperature and sediment properties on benthic CO<sub>2</sub> production in an oligotrophic boreal lake. *Freshwater Biology*, 55(8), 1747–1757. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02408.x>
- Bhagarathi, L., & Maharaj, G. (2023). *Impact of climate change on insect biology, ecology, population dynamics, and pest management: A critical review*. 19, 541–568. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2023.19.3.1843>
- Bloomfield, J., Williams, R., Gooddy, D., Cape, J., & Guha, P. (2006). Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater—A UK perspective. *The Science of the Total Environment*, 369, 163–177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.05.019>
- Bonacina, L., Fasano, F., Mezzanotte, V., & Fornaroli, R. (2023). Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biological Reviews*, 98(1), 191–221. <https://doi.org/10.1111/brv.12903>
- Bouton, N., Iserbyt, A., & Gossum, H. (2011). Thermal Plasticity in Life-History Traits in the Polymorphic Blue-Tailed Damselfly, *Ischnura elegans*: No Differences

- between Female Morphs. *Journal of Insect Science (Online)*, *11*, 112. <https://doi.org/10.1673/031.011.11201>
- Bovill, W., Downes, B., & Lancaster, J. (2014). Caddisfly egg mass morphology mediates egg predation: Potential costs to individuals and populations. *Freshwater Biology*, *60*. <https://doi.org/10.1111/fwb.12497>
- Braune, E., Richter, O., Söndgerath, D., & Suhling, F. (2008). Voltinism flexibility of a riverine dragonfly along thermal gradients. *Global Change Biology*, *14*(3), 470–482. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01525.x>
- Brown, L. E., Hannah, D. M., & Milner, A. M. (2007). Vulnerability of alpine stream biodiversity to shrinking glaciers and snowpacks. *Global Change Biology*, *13*(5), 958–966. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01341.x>
- Buckley, Y. M. (2017). Invasion ecology: Unpredictable arms race in a jam jar. *Nature Ecology & Evolution*, *1*(1), 0028. <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0028>
- Bush, A. (2013). *Impacts of climate change on freshwater macroinvertebrates and conservation prioritisation*. Macquarie University.
- Bush, A., Theischinger, G., Nipperess, D., Turak, E., & Hughes, L. (2013). Dragonflies: climate canaries for river management. *Diversity and Distributions*, *19*(1), 86–97. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.12007>
- Cadotte, M., Dinnage, R., & Tilman, D. (2012). Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. *Ecology*, *93*. <https://doi.org/10.2307/23229920>
- Capon, S. J., Stewart-Koster, B., & Bunn, S. E. (2021). Future of Freshwater Ecosystems in a 1.5°C Warmer World. *Frontiers in Environmental Science*, *9*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.784642>
- Carvalho, F., Pascoal, C., Cássio, F., & Sousa, R. (2018). Effects of intrapopulation phenotypic traits of invasive crayfish on leaf litter processing. *Hydrobiologia*, *819*(1), 67–75. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3631-y>
- Castella, E., Adalsteinsson, H., Brittain, J. E., Gislason, G. M., Lehmann, A., Lencioni, V., Lods-Crozet, B., Maiolini, B., Milner, A. M., Olafsson, J. S., Saltveit, S. J., & Snook, D. L. (2001). Macrobenthic invertebrate richness and composition along a latitudinal gradient of European glacier-fed streams. *Freshwater Biology*, *46*(12), 1811–1831. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00860.x>
- Chou, H., Pathmasiri, W., Deese-spruill, J., Sumner, S. J., Jima, D. D., Funk, D. H., Jackson, J. K., Sweeney, B. W., & Buchwalter, D. B. (2018). The Good, the Bad,

and the Lethal: Gene Expression and Metabolomics Reveal Physiological Mechanisms Underlying Chronic Thermal Effects in Mayfly Larvae (*Neocloeon triangulifer*). *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00027>

Cohen, J. M., Lajeunesse, M. J., & Rohr, J. R. (2017). A global synthesis of phenological responses to climate change. *BioRxiv*, 164806. <https://doi.org/10.1101/164806>

Cohen, M. J., Creed, I. F., Alexander, L., Basu, N. B., Calhoun, A. J. K., Craft, C., D'Amico, E., DeKeyser, E., Fowler, L., Golden, H. E., Jawitz, J. W., Kalla, P., Kirkman, L. K., Lane, C. R., Lang, M., Leibowitz, S. G., Lewis, D. B., Marton, J., McLaughlin, D. L., ... Walls, S. C. (2016). Do geographically isolated wetlands influence landscape functions? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(8), 1978–1986. <https://doi.org/10.1073/pnas.1512650113>

Colburn, E. A. (1983). Effect of elevated temperature on osmotic and ionic regulation in a salt-tolerant caddisfly from Death Valley, California. *Journal of Insect Physiology*, 29(4), 363–369. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1910\(83\)90038-0](https://doi.org/10.1016/0022-1910(83)90038-0)

Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E. M., Cumberlidge, N., Darwall, W. R. T., Pollock, C., Richman, N. I., Soulsby, A., & Böhm, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography*, 23(1), 40–51. <https://doi.org/10.1111/geb.12096>

Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M., & Grenouillet, G. (2013). Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshwater Biology*, 58(4), 625–639. [https://doi.org/https://doi.org/10.1111/fwb.12081](https://doi.org/10.1111/fwb.12081)

Covich, A. P., Palmer, M. A., & Crowl, T. A. (1999). The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems. *BioScience*, 49(2), 119. <https://doi.org/10.2307/1313537>

Dallas, H. (2018). Water temperature and riverine ecosystems: An overview of knowledge and approaches for assessing biotic responses, with special reference to South Africa. *Water SA*, 34(3), 393. <https://doi.org/10.4314/wsa.v34i3.180634>

Deutsch, C. A., Tewksbury, J. J., Huey, R. B., Sheldon, K. S., Ghalambor, C. K., Haak, D. C., & Martin, P. R. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18), 6668–6672. <https://doi.org/10.1073/pnas.0709472105>

- Dewenter, B., Shah, A., Hughes, J., Poff, N., Thompson, R., & Kefford, B. (2024). The thermal breadth of temperate and tropical freshwater insects supports the climate variability hypothesis. *Ecology and Evolution*, *14*, e10937. <https://doi.org/10.1002/ece3.10937>
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2010). Why Study Continental Aquatic Systems? In *Freshwater Ecology* (pp. 1–18). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374724-2.00001-5>
- Dodds, W., & Smith, V. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, *6*(2), 155–164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Dolný, A., Harabiš, F., & Mižičová, H. (2014). Home Range, Movement, and Distribution Patterns of the Threatened Dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): A Thousand Times Greater Territory to Protect? *PLOS ONE*, *9*(7), e100408-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100408>
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., & Talley, L. D. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, *4*(1), 11–37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- Donnelly, A., Caffarra, A., & O'Neill, B. F. (2011). A review of climate-driven mismatches between interdependent phenophases in terrestrial and aquatic ecosystems. *International Journal of Biometeorology*, *55*(6), 805–817. <https://doi.org/10.1007/s00484-011-0426-5>
- Donnelly, C., Greuell, W., Andersson, J., Gerten, D., Pisacane, G., Roudier, P., & Ludwig, F. (2017). Impacts of climate change on European hydrology at 1.5, 2 and 3 degrees mean global warming above preindustrial level. *Climatic Change*, *143*(1–2), 13–26. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1971-7>
- Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N. F., Melack, J. M., & Middelburg, J. J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, *51*(5), 2388–2397. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2388>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and

- conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Durack, P. J., Wijffels, S. E., & Matear, R. J. (2012). Ocean Salinities Reveal Strong Global Water Cycle Intensification During 1950 to 2000. *Science*, 336(6080), 455–458. <https://doi.org/10.1126/science.1212222>
- Eekhout, J. P. C., Hunink, J. E., Terink, W., & de Vente, J. (2018). Why increased extreme precipitation under climate change negatively affects water security. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(11), 5935–5946. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5935-2018>
- Eheart, J. W., & Park, H. (1989). Effects of temperature variation on critical stream dissolved oxygen. *Water Resources Research*, 25(2), 145–151. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/WR025i002p00145>
- Encalada, A. C., Flecker, A. S., Poff, N. L., Suárez, E., Herrera-R, G. A., Ríos-Touma, B., Jumani, S., Larson, E. I., & Anderson, E. P. (2019). A global perspective on tropical montane rivers. *Science*, 365(6458), 1124–1129. <https://doi.org/10.1126/science.aax1682>
- Evans, C. D., Reynolds, B., Hinton, C., Hughes, S., Norris, D., Grant, S., & Williams, B. (2008). Effects of decreasing acid deposition and climate change on acid extremes in an upland stream. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(2), 337–351. <https://doi.org/10.5194/hess-12-337-2008>
- Everall, N., Johnson, M., Wilby, R., & Bennett, C. (2014). Detecting phenology change in the mayfly *Ephemera danica*: Responses to spatial and temporal water temperature variations. *Ecological Entomology*, 40. <https://doi.org/10.1111/een.12164>
- Febiyanto, F. (2020). Effects of Temperature and Aeration on The Dissolved Oxygen (DO) Values in Freshwater Using Simple Water Bath Reactor: A Brief Report. *Walisongo Journal of Chemistry*, 3(1), 25. <https://doi.org/10.21580/wjc.v3i1.6108>
- Fernandez, P., & Grimalt, J. (2003). On the Global Distribution of Persistent Organic Pollutants. *CHIMIA International Journal for Chemistry*, 57, 514–521. <https://doi.org/10.2533/000942903777679000>
- Ficke, A. D., Myrick, C. A., & Hansen, L. J. (2007). Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17(4), 581–613. <https://doi.org/10.1007/s11160-007-9059-5>

- Flenner, I. Da, & Sahlén, G. (2008). Dragonfly community re-organisation in boreal forest lakes: rapid species turnover driven by climate change? *Insect Conservation and Diversity*, *1*, 169–179. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00020.x>
- Flenner, I., Olne, K., Suhling, F., & Sahlén, G. (2009). Predator-induced spine length and exocuticle thickness in *Leucorrhinia dubia* (Insecta: Odonata): a simple physiological trade-off? *Ecological Entomology*, *34*(6), 735–740. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2009.01129.x>
- Gatti R. C. (2016). Biological diversity and current threats of lotic ecosystems. In Oleg S. Pokrovsky (Ed.), *Riparian Zones* (pp. 2–26). Nova Science Pub Inc.
- Gilman, S. E., Urban, M. C., Tewksbury, J., Gilchrist, G. W., & Holt, R. D. (2010). A framework for community interactions under climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, *25*(6), 325–331. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.03.002>
- Gómez-Gener, L., Lupon, A., Laudon, H., & Sponseller, R. A. (2020). Drought alters the biogeochemistry of boreal stream networks. *Nature Communications*, *11*(1), 1795. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15496-2>
- Grieger, R., Capon, S. J., Hadwen, W. L., & Mackey, B. (2020). Between a bog and a hard place: a global review of climate change effects on coastal freshwater wetlands. *Climatic Change*, *163*(1), 161–179. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02815-1>
- Haidekker, A., & Hering, D. (2008). Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology*, *42*(3), 463–481. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9097-z>
- Hamilton, S. K. (2010). Biogeochemical implications of climate change for tropical rivers and floodplains. *Hydrobiologia*, *657*(1), 19–35. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0086-1>
- Harabiš, F., & Hronková, J. (2020). European database of the life-history, morphological and habitat characteristics of dragonflies (Odonata). *European Journal of Entomology*, *117*, 302–308. <https://doi.org/10.14411/eje.2020.035>
- Hassall, C., & Thompson, D. (2008). The effects of environmental warming on Odonata: A review. *International Journal of Odonatology - INT J ODONATOL*, *11*. <https://doi.org/10.1080/13887890.2008.9748319>

- Heino, J., Virkkala, R., & Toivonen, H. (2009). Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, *84*(1), 39–54. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00060.x>
- Hering, D., Schmidt-Kloiber, A., Murphy, J., Lücke, S., Zamora-Muñoz, C., López-Rodríguez, M. J., Huber, T., & Wolfram, G. (2009). Potential impact of climate change on aquatic insects: A sensitivity analysis for European caddisflies (Trichoptera) based on distribution patterns and ecological preferences. *Aquatic Sciences*, *71*, 3–14. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-9159-5>
- Hershkovitz, Y., Dahm, V., Lorenz, A. W., & Hering, D. (2015). A multi-trait approach for the identification and protection of European freshwater species that are potentially vulnerable to the impacts of climate change. *Ecological Indicators*, *50*, 150–160. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.023>
- Herzog, R., & Hadrys, H. (2017). Long-term genetic monitoring of a riverine dragonfly, *Orthetrum coerulescens* (Odonata: Libellulidae): Direct anthropogenic impact versus climate change effects. *PLOS ONE*, *12*, e0178014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178014>
- Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R., & Thomas, C. D. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, *12*(3), 450–455. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x>
- Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J., & Thomas, C. (2005). A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, *11*, 502–506. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00904.x>
- Hof, C., Brändle, M., & Brandl, R. (2008). Latitudinal variation of diversity in European freshwater animals is not concordant across habitat types. *Global Ecology and Biogeography*, *17*(4), 539–546. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00394.x>
- Horne, C. R., Hirst, Andrew. G., & Atkinson, D. (2015). Temperature-size responses match latitudinal-size clines in arthropods, revealing critical differences between aquatic and terrestrial species. *Ecology Letters*, *18*(4), 327–335. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12413>
- Hotaling, S., Shah, A. A., McGowan, K. L., Tronstad, L. M., Giersch, J. J., Finn, D. S., Woods, H. A., Dillon, M. E., & Kelley, J. L. (2020). Mountain stoneflies may



tolerate warming streams: Evidence from organismal physiology and gene expression. *Global Change Biology*, 26(10), 5524–5538. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15294>

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2023). *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>

Jack Brookshire, E. N., Gerber, S., Webster, J. R., Vose, J. M., & Swank, W. T. (2011). Direct effects of temperature on forest nitrogen cycling revealed through analysis of long-term watershed records. *Global Change Biology*, 17(1), 297–308. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02245.x>

Jooste, M. L., Samways, M. J., & Deacon, C. (2020). Fluctuating pond water levels and aquatic insect persistence in a drought-prone Mediterranean-type climate. *Hydrobiologia*, 847(5), 1315–1326. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04186-1>

Jordan, S., Giersch, J., Muhlfeld, C., Hotaling, S., Fanning, L., Tappenbeck, T., & Luikart, G. (2016). Loss of Genetic Diversity and Increased Subdivision in an Endemic Alpine Stonefly Threatened by Climate Change. *PLOS ONE*, 11, e0157386. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157386>

Khan, R., & Patel, V. (2021). The Influence of global climate change on freshwater ecosystem. In *Water Conservation in the Era of Global Climate Change* (pp. 347–366). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820200-5.00007-5>

Kim, K. S., Chou, H., Funk, D. H., Jackson, J. K., Sweeney, B. W., & Buchwalter, D. B. (2017). Physiological responses to short-term thermal stress in mayfly (*Neocloeon triangulifer*) larvae in relation to upper thermal limits. *Journal of Experimental Biology*, 220(14), 2598–2605. <https://doi.org/10.1242/jeb.156919>

Kowalik, R. A., & Ormerod, S. J. (2006). Intensive sampling and transplantation experiments reveal continued effects of episodic acidification on sensitive stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 51(1), 180–191. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01476.x>

Lencioni, V., Bernabò, P., Cesari, M., Rebecchi, L., & Cesari, M. (2013). THERMAL STRESS INDUCES *HSP* 70 PROTEINS SYNTHESIS IN LARVAE OF THE COLD STREAM NON-BITING MIDGE *D. iamesa cinerella* eigen. *Archives of Insect Biochemistry and Physiology*, 83(1), 1–14. <https://doi.org/10.1002/arch.21088>

- Lu, X., Lu, Y., Chen, D., Su, C., Song, S., Wang, T., Tian, H., Liang, R., Zhang, M., & Khan, K. (2019). Climate change induced eutrophication of cold-water lake in an ecologically fragile nature reserve. *Journal of Environmental Sciences*, 75, 359–369. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.05.018>
- Marzeion, B., Kaser, G., Maussion, F., & Champollion, N. (2018). Limited influence of climate change mitigation on short-term glacier mass loss. *Nature Climate Change*, 8(4), 305–308. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0093-1>
- McCabe, D. J. (2011). Rivers and Streams: Life in Flowing Water. *Nature Education Knowledge*, 3(10), 19.
- McCauley, S. J., Hammond, J. I., & Mabry, K. E. (2018). Simulated climate change increases larval mortality, alters phenology, and affects flight morphology of a dragonfly. *Ecosphere*, 9(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2151>
- Mckie, B., Cranston, P., & Pearson, R. (2004a). ... *mesotherms and cosmopolitan eurytherms: effects of temperature on the development and survival of Australian Chironomidae (Diptera) from tropical and temperate ....*
- Mckie, B., Cranston, P., & Pearson, R. (2004b). ... *mesotherms and cosmopolitan eurytherms: effects of temperature on the development and survival of Australian Chironomidae (Diptera) from tropical and temperate ....*
- McKie, B. G., & Pearson, R. G. (2006). Environmental variation and the predator-specific responses of tropical stream insects: effects of temperature and predation on survival and development of Australian Chironomidae (Diptera). *Oecologia*, 149(2), 328–339. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0454-8>
- Meyer, J. L., Sale, M. J., Mulholland, P. J., & Poff, N. L. (1999). IMPACTS OF CLIMATE CHANGE ON AQUATIC ECOSYSTEM FUNCTIONING AND HEALTH <sup>1</sup>. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 35(6), 1373–1386. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb04222.x>
- Mochek, A. D., & Pavlov, D. S. (2021). Comparative Analysis of Fish Distribution in Lentic and Lotic Ecosystems (Review). *Inland Water Biology*, 14(2), 196–204. <https://doi.org/10.1134/S1995082921020103>
- Mondy, N., Cathalan, E., Hemmer, C., & Voituron, Y. (2011). The energetic costs of case construction in the caddisfly *Limnephilus rhombicus*: Direct impacts on larvae and delayed impacts on adults. *Journal of Insect Physiology*, 57(1), 197–202. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2010.11.009>

- Niedrist, G. H., & Füreder, L. (2021). Real-time warming of Alpine streams: (re)defining invertebrates' temperature preferences. *River Research and Applications*, 37(2), 283–293. <https://doi.org/10.1002/rra.3638>
- Nilsson, C., & Berggren, K. (2000). Alteration of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience*, 50, 783–792. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0783:AORECB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2)
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, 308(5720), 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313–334. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>
- Péry, A. R. R., & Garric, J. (2006). Modelling Effects of Temperature and Feeding Level on the Life Cycle of the Midge Chironomus Riparius: An Energy-Based Modelling Approach. *Hydrobiologia*, 553(1), 59–66. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1284-0>
- Polato, N. R., Gill, B. A., Shah, A. A., Gray, M. M., Casner, K. L., Barthelet, A., Messer, P. W., Simmons, M. P., Guayasamin, J. M., Encalada, A. C., Kondratieff, B. C., Flecker, A. S., Thomas, S. A., Ghalambor, C. K., Poff, N. L., Funk, W. C., & Zamudio, K. R. (2018). Narrow thermal tolerance and low dispersal drive higher speciation in tropical mountains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(49), 12471–12476. <https://doi.org/10.1073/pnas.1809326115>
- Postel, S., & Richter, B. (2003). *Rivers for Life: Managing Water For People And Nature*. Island Press.
- Priya, A. K., Muruganandam, M., Rajamanickam, S., Sivarethinamohan, S., Gaddam, M. K. R., Velusamy, P., Gomathi, R., Ravindiran, G., Gurugubelli, T. R., & Muniasamy, S. K. (2023). Impact of climate change and anthropogenic activities on aquatic ecosystem – A review. *Environmental Research*, 238, 117233. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117233>
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., ... Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511–1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>

- Rahel, Frank J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology*, 22(3), 521–533. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x>
- Ramulifho, P. A., Foord, S. H., & Rivers-Moore, N. A. (2020). The role of hydro-environmental factors in Mayfly (Ephemeroptera, Insecta) community structure: Identifying threshold responses. *Ecology and Evolution*, 10(14), 6919–6928. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.6333>
- Reist, J. D., Wrona, F. J., Prowse, T. D., Power, M., Dempson, J. B., Beamish, R. J., King, J. R., Carmichael, T. J., & Sawatzky, C. D. (2006). General Effects of Climate Change on Arctic Fishes and Fish Populations. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 35(7), 370–380. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[370:GEOCCO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2006)35[370:GEOCCO]2.0.CO;2)
- Riciardi, A., & Rasmussen, J. (2000). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Cons. Biol.*, 13, 1220–1222.
- Rogowski, D., & Stewart, K. (2015). Effects of increased temperature on a Trichoptera (Hydropsychidae) from premontane forest streams in Southern Costa Rica. *Tropical Ecology*, 57, 57–68.
- Rose, K. C., Bierwagen, B., Bridgman, S. D., Carlisle, D. M., Hawkins, C. P., Poff, N. L., Read, J. S., Rohr, J. R., Saros, J. E., & Williamson, C. E. (2023). Indicators of the effects of climate change on freshwater ecosystems. *Climatic Change*, 176(3), 23. <https://doi.org/10.1007/s10584-022-03457-1>
- Rose, N., Monteith, D., Kettle, H., Thompson, R., Yang, H., & Muir, D. (2004). A consideration of potential confounding factors limiting chemical and biological recovery at Lochnagar, a remote mountain loch in Scotland. *Journal of Limnology*, 63(1), 63. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2004.63>
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F., III, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Sherberger, F., Benfield, E., Dickson, K., & Cairns John, J. (2011). Effects of Thermal Shocks on Drifting Aquatic Insects: A Laboratory Simulation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34, 529–536. <https://doi.org/10.1139/f77-084>

- Shiple, J. R., Twining, C. W., Mathieu-Resuge, M., Parmar, T. P., Kainz, M., Martin-Creuzburg, D., Weber, C., Winkler, D. W., Graham, C. H., & Matthews, B. (2022). Climate change shifts the timing of nutritional flux from aquatic insects. *Current Biology*, 32(6), 1342-1349.e3. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.01.057>
- Smolinský, R., & Gvoždík, L. (2014). Effect of temperature extremes on the spatial dynamics of predator–prey interactions: A case study with dragonfly nymphs and newt larvae. *Journal of Thermal Biology*, 39, 12–16. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2013.11.004>
- Starr, S., & McIntyre, N. (2019). Effects of Water Temperature Under Projected Climate Change on the Development and Survival of *Enallagma civile* (Odonata: Coenagrionidae). *Environmental Entomology*, 49. <https://doi.org/10.1093/ee/nvz138>
- Strayer, D. L., Eviner, V. T., Jeschke, J. M., & Pace, M. L. (2006). Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(11), 645–651. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.007>
- Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (1995). Boreal forest futures: Modelling the controls on tree species range limits and transient responses to climate change. *Water, Air, and Soil Pollution*, 82(1), 415–428. <https://doi.org/10.1007/BF01182851>
- Taubmann, J., Theissinger, K., Feldheim, K., Laube, I., Wolfram, G., Haase, P., Johannesen, J., & Pauls, S. (2011). Modelling range shifts and assessing genetic diversity distribution of the montane aquatic mayfly *Ameletus inopinatus* in Europe under climate change scenarios. *Conservation Genetics*, 12, 503–515. <https://doi.org/10.1007/s10592-010-0157-x>
- Thackeray, S. J., Henrys, P. A., Hemming, D., Bell, J. R., Botham, M. S., Burthe, S., Helaouet, P., Johns, D. G., Jones, I. D., Leech, D. I., Mackay, E. B., Massimino, D., Atkinson, S., Bacon, P. J., Brereton, T. M., Carvalho, L., Clutton-Brock, T. H., Duck, C., Edwards, M., ... Wanless, S. (2016). Phenological sensitivity to climate across taxa and trophic levels. *Nature*, 535(7611), 241–245. <https://doi.org/10.1038/nature18608>
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Cooke, S. J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A. J., Leonard, P., McClain, M. E., Muruven, D., Olden, J. D., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*, 70(4), 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>

- Tiruneh, N. D., & Motz, L. H. (2001). Climate Change, Sea Level Rise, and Saltwater Intrusion. *Bridging the Gap*, 1–10. [https://doi.org/10.1061/40569\(2001\)315](https://doi.org/10.1061/40569(2001)315)
- Vávrová, K., Knápek, J., Weger, J., Outrata, D., & Králík, T. (2023). Complex aspects of climate change impacts on the cultivation of perennial energy crops in the Czech Republic. *Energy Conversion and Management: X*, 20, 100465. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2023.100465>
- Verberk, W. C. E. P., Siepel, H., & Esselink, H. (2008). Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 53(9), 1722–1738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02035.x>
- Verheyen, J., Delnat, V., & Theys, C. (2022). Daily temperature fluctuations can magnify the toxicity of pesticides. *Current Opinion in Insect Science*, 51, 100919. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cois.2022.100919>
- Vives, I., Grimalt, J. O., Catalan, J., Rosseland, B. O., & Battarbee, R. W. (2004). Influence of Altitude and Age in the Accumulation of Organochlorine Compounds in Fish from High Mountain Lakes. *Environmental Science & Technology*, 38(3), 690–698. <https://doi.org/10.1021/es030089j>
- Vives, I., Grimalt, J. O., Ventura, M., Catalan, J., & Rosseland, B. O. (2005). Age dependence of the accumulation of organochlorine pollutants in brown trout (*Salmo trutta*) from a remote high mountain lake (Redó, Pyrenees). *Environmental Pollution*, 133(2), 343–350. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.027>
- Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J., & Lammers, R. B. (2000). Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science*, 289(5477), 284–288. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>
- Wang, Q., Fan, X., & Wang, M. (2014). Recent warming amplification over high elevation regions across the globe. *Climate Dynamics*, 43(1–2), 87–101. <https://doi.org/10.1007/s00382-013-1889-3>
- Watts, P. C., Keat, S., & Thompson, D. J. (2010). Patterns of spatial genetic structure and diversity at the onset of a rapid range expansion: colonisation of the UK by the small red-eyed damselfly *Erythromma viridulum*. *Biological Invasions*, 12(11), 3887–3903. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9779-7>
- Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., & Wade, A. J. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality.

*Hydrological Sciences Journal*, 54(1), 101–123.  
<https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101>

Woods, T., Kaz, A., & Giam, X. (2022). Phenology in freshwaters: a review and recommendations for future research. *Ecography*, 2022(6), e05564.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.05564>

Wrona, F., Prowse, T., & Reist, J. (2006). Special issue - Climate change impacts on Arctic freshwater ecosystems and fisheries. *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 35, 325.

Xu, C., Yang, Z., Qian, W., Chen, S., Liu, X., Lin, W., Xiong, D., Jiang, M., Chang, C., Huang, J., & Yang, Y. (2019). Runoff and soil erosion responses to rainfall and vegetation cover under various afforestation management regimes in subtropical montane forest. *Land Degradation & Development*, 30(14), 1711–1724.  
<https://doi.org/10.1002/ldr.3377>

Zahradkova, S., Hájek, O., Treml, P., Pařil, P., Straka, M., Němejcová, D., Polášek, M., & Ondráček, P. (2015). Hodnocení rizika vysychání drobných vodních toků v České republice. *Vodohospodářské Technicko-Ekonomické Informace*, 57, 4.  
<https://doi.org/10.46555/VTEI.2015.09.001>

## SEZNAM POUŽITÝCH OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Kategorizace území České republiky podle míry rizika vysychání drobných vodních toků.....	14
Obrázek 2: Mapa deficitu srážek: kvantily rozdílů úhrnů srážek a evapotranspirace pro povodí IV. řádu.....	15